



PANNON EGYETEM

VEGYÉSZMÉRNÖKI- ÉS ANYAGTUDOMÁNYOK DOKTORI ISKOLA

DOI:10.18136/PE.2021.788

**A Po-210, mint természetes nyomjelző
vizsgálata dohánymintákban, a vörösiszap
katasztrófa sújtotta területeken**

DOKTORI (PhD) ÉRTEKEZÉS

KÉSZÍTETTE:

Horváth Mária
okleveles környezetmérnök

TÉMAVEZETŐ:

Dr. Kovács Tibor
egyetemi docens

Pannon Egyetem

Mérnöki Kar

Radiokémiai és Radioökológiai Intézeti Tanszék

2021

**A Po-210, mint természetes nyomjelző vizsgálata dohánymintákban, a
vörösizsap katasztrófa sújtotta területeken**

Az értekezés doktori (PhD) fokozat elnyerése érdekében készült a Pannon Egyetem
Vegyésszmérnöki- és Anyagtudományok Doktori Iskolája keretében

Bio-, környezet- és vegyésszmérnöki tudományok tudományágban

Írta: Horváth Mária

Témavezető: Dr. Kovács Tibor

Elfogadásra javaslom (igen / nem)

témavezető

A jelölt a doktori szigorlaton % -ot ért el,
Veszprém,

.....
a Szigorlati Bizottság elnöke

Az értekezést bírálóként elfogadásra javaslom:

Bíráló neve: igen /nem

.....
bíráló

Bíráló neve: igen /nem

.....
bíráló

A jelölt az értekezés nyilvános vitáján% - ot ért el.

Veszprém,

.....
a Bíráló Bizottság elnöke

A doktori (PhD) oklevél minősítése.....

Veszprém

.....
az EDT elnöke

Kivonat

2010-ben Ajka (Magyarország) közelében történt ipari baleset során nagy mennyiségű vörösiszap árasztotta el a környező településeket. Körülbelül hat hónappal később helyreállították a területeket. A vörösiszap lerakóban azonban nem sokkal az eset után változások történtek, nedves tárolási technológiáról száraz eljárásra váltottak. Ebből adódóan a levegőben lévő részecske koncentráció megnövekedésének kockázata együtt járt volna a természetes előfordulású radioaktív anyagok (NORM) vándorlásának növekedésével. Folyamatos ellenőrzés szükséges a vörösiszap lerakó környékén kihulló veszélyes por megfigyeléséhez a korábban elárasztott területeken és a veszélynek kitett, nem szennyezett helyeken egyaránt.

Dolgozatom célja a dohánynövények biomonitorozásra való felhasználhatóságának megállapítása volt, a növényekben a NORM-koncentrációk közötti időbeli összefüggések feltárása és annak vizsgálata, hogy a dohánynövény-mérések kimutathatják-e a Po(Pb)-210 jelenlétét a levegőben lévő porban, különösen száraz és szeles időjárási viszonyok között. 2011- es, 2012-es és 2014-es években a szennyezett területen hat, a nem szennyezett területen nyolc helyszínen mértem a talaj és a dohánylevél Po(Pb)-210 izotóp aktivitás koncentrációját a kiültetett dohánynövényekben. Meghatároztam a Po(Pb)-210 transzfer faktort (TF). Összehasonlítottam a szennyezett és nem szennyezett területek mintáinak aktivitás koncentrációit és a dohány TF-jait. A vegetációs időszakokra vonatkozó helyi időjárási adatokat az aktivitásmérés / TF eredményekkel együtt értelmeztem. Az egyéb jelentős NORM aktivitás koncentrációkat, mint a levegő Rn-222, a talaj Ra-226, Th-232, K-40 is meghatároztam.

A régióban a vizsgált 3 év közül a 2012-es év volt legszelesebb és legszárazabb a vegetációs időszakban. 2012-ben a dohánylevelek Po(Pb)-210 aktivitásának átlagos koncentrációja a szennyezett területeken termesztett dohánylevelekben szignifikánsan magasabb volt, mint 2011-ben és 2014-ben ($p = 0,044$ és $p = 0,024$). 2012-ben az átlagos

Po(Pb)-210 transzfer faktor is szignifikánsan magasabb volt a szennyezett, mint a nem szennyezett területen termesztett mintákban ($p = 0,020$). A levegőben mért Rn-222 koncentrációk és a levél Po(Pb)-210 aktivitása között nem találtam összefüggést.

2012-ben a megnövekedett dohánylevél Po(Pb)-210 aktivitás koncentrációk a szennyezett területeken valószínűleg a vörösiszap por részecskék levélszőrökre történő adszorpciójából ered, amit a transzfer faktor növekedés is alátámaszt. A dohánynövényeket fel lehet használni a légköri por-szennyezés megnövekedett Po(Pb)-210 radionuklid tartalmának nyomon követésére.

Kulcsszavak: vörösiszap; biomonitoring; dohány; Po(Pb)-210; a természetben előforduló radioaktív anyagok

Abstract

In 2010, an industrial accident near Ajka city, Hungary led to a large quantity of red mud flooding the surrounding settlements. The area was remediated circa six months later. However, changes were implemented in red mud deposition shortly after the incident, from wet technology to a dry procedure. The resulting risk of higher particulate matter concentration in air could have also carried over an increased quantity of naturally occurring radioactive materials (NORM). Monitoring is necessary to assess airborne NORM pollution in the remediated, formerly flooded areas and unpolluted sites susceptible to hazardous fallout around the red mud deposit.

The objectives of this study were to assess the use of tobacco plants for biomonitoring, to reveal time-related correlations between NORM concentrations in tobacco biomonitor plants and to investigate if tobacco plant measurements could indicate the presence of Po(Pb)-210 in airborne dust, especially in dry and windy weather conditions. In the years 2011, 2012 and 2014, soil and plant Po(Pb)-210 isotope radioactivity concentrations were measured at six monitoring sites in the polluted area and at eight sites in the unpolluted area in outplanted tobacco plants. Transfer factors (TF) were calculated. Polluted and unpolluted site sample radioactivity concentrations and TFs of tobacco were compared. Local weather data for the vegetational periods were interpreted together with the activity measurement/TF results. Activity concentrations of other important NORM: air Rn-222, soil Ra-226, Th-232, K-40 were also determined.

The windiest and driest vegetational period of the three years was 2012 in the region. In 2012 mean Po(Pb)-210 activity concentrations of tobacco samples in polluted, but not in unpolluted areas were significantly higher than in 2011 and in 2014, respectively ($p=0.044$ and $p=0.024$). The mean transfer factor in 2012 was significantly higher in samples grown in the polluted area than in the samples grown in the area unpolluted of the same year ($p=0.020$) as

well. No relationship between Rn-222 concentrations measured in the air vs. Po(Pb)-210 activity concentrations in the leaf was present.

In 2012 the increased tobacco plant Po(Pb)-210 activity concentrations in polluted areas likely originated from the red mud dust particle adsorption to hairy leaves. The 2012 increase in transfer factors indicates this, too. Tobacco plants could be utilized to monitor the increased Po(Pb)-210 radionuclide content of atmospheric dust pollution.

Keywords: red mud; biomonitoring; tobacco; Po(Pb)-210; naturally occurring radioactive materials

Аннотация

В 2010 году промышленная авария недалеко от города Айка, Венгрия, привела к тому, что большое количество красного шлама затопило окрестные поселения. Около шести месяцев спустя местность была восстановлена. Однако вскоре после аварии влажная технология хранения была заменена на сухую. В результате могла повыситься концентрация радиоактивных частиц в воздухе и через распространение привести к повышенным количествам естественных радиоактивных материалов (НОРМ). Мониторинг необходим для определения переносимого по воздуху загрязнения на окружающих территориях, которые являются незагрязнёнными участками и участками, восстановленными от ранее прошедшего затора.

Цель этого исследования заключалась в определении использования растений табака для биомониторинга, выявлении временных корреляций между концентрациями НОРМ в биомониторных растениях табака и в исследовании того, могут ли измерения растений табака указывать на присутствие Po(Pb)-210 в переносимой по воздуху пыли, особенно в сухую и ветреную погоду. В 2011, 2012 и 2014 годах концентрации радиоактивности изотопа Po(Pb)-210 в почве и растениях были измерены на шести участках мониторинга в загрязненной зоне и на восьми незагрязнённых участках посевов табака. Рассчитан Трансфер Фактор (ТФ). Были проведены сравнения между концентрациями радиоактивности в образцах загрязненных и незагрязненных участков и ТФ табака. Местные данные погоды для вегетационных периодов интерпретировались вместе с результатами измерения активности / ТФ. Определили концентрации активности других важных НОРМ: Rn-222 в воздухе, Ra-226, Th-232 и K-40 в почве.

Самым ветреным и сухим вегетационным периодом за три года в регионе стал 2012 год. В 2012 году средние концентрации активности Po (Pb) -210 в образцах табака именно на загрязненных территориях были значительно выше, чем в 2011 и 2014 годах,

соответственно ($p = 0,044$ и $p = 0,024$). Средний ТФ в 2012 г. был значительно выше в образцах, выращенных на загрязненных территориях, чем в образцах, выращенных на незагрязненных территориях того же года ($p = 0,020$). Никакой связи между концентрациями Rn- 222 в воздухе и концентрациями активности Po(Pb)-210 в листьях не наблюдалось.

В 2012 году повышенная концентрация активности Po(Pb)-210 в табаке на загрязненных территориях, вероятно, была связана с адсорбцией частиц пыли красного шлама на листьях с волосками. На это указывает и рост коэффициента трансфера в 2012 году. Табачные растения можно использовать для отслеживания повышенного содержания радионуклидов Po(Pb)-210 в атмосфере загрязненной пылью.

Ключевые слова: красный шлам; биомониторинг; табак; Po(Pb)-210; встречающиеся в природе радиоактивные материалы

Tartalomjegyzék

I. BEVEZETÉS, CÉLKITŰZÉS	13
II. IRODALMI ÖSSZEFOGLALÓ.....	14
II. 1. Természetes előfordulású radioaktív anyagok.....	14
II. 2. Vörösiszap, vörösiszap katasztrófa.....	16
II. 2. 1 Keletkezése	16
II. 2. 2 Vörösiszap.....	18
II. 2. 3 Vörösiszap tárolása	19
II. 2. 4 Zagyártározó	19
II. 2. 5 A vörösiszap környezetkárosító-, emberre gyakorolt hatása	20
II. 2. 6 Vörösiszap katasztrófa	21
II. 2. 7 Vörösiszap katasztrófa rekultivációja	22
II. 3. A vörösiszap radionuklid tartalma.....	22
II. 3. 1 Rádium.....	23
II. 3. 2 Radon	24
II. 3. 2. 1 Radon (Rn) fizikai, kémiai tulajdonságai	24
II. 3. 2. 2 Rn-222 keletkezése (exhaláció, emanáció).....	25
II. 3. 2. 3 Radioaktív egyensúlyok, szekuláris egyensúly.....	28
II. 3. 2. 4 Radon-222 és leányelemeinek egészségügyi hatásai	30
II. 3. 3 Polónium	30
II. 3. 3. 1 Po-210 fizikai, kémiai tulajdonságai.....	30
II. 3. 3. 2 Po-210 egészségügyi hatásai.....	31
III. 4. Dohánynövény, mint bioindikátor és a Po(Pb)-210.....	32
II. 4. 1 Rekultiváció ellenőrzésének lehetőségei	32
II. 4. 2 A dohánynövény, mint bioindikátor	34
II. 4. 3 A dohánynövény Po(Pb)-210 bejutási útvonala	37
II. 5. Transzfer faktor	41
II. 6. Szálló por	45
II. 6. 1 Szálló por emberre gyakorolt hatása.....	46
II. 6. 2 Szálló por problémák a vörösiszapkatasztrófa idején és azt követően	47
II. 6. 2. 1 Szálló por problémák a vörösiszapkatasztrófa idején	48
II. 6. 2. 2 Szálló por problémák a vörösiszapkatasztrófa után.....	48
IV. MÉRÉSI MÓDSZEREK	51
III. 1. Po(Pb)-210 koncentrációjának alfa-spektrometriás meghatározása.....	51

III. 1. 1 Kísérleti minták termesztése.....	51
III. 1. 2 Mintagyűjtés	52
III. 1. 3 Mintaelőkészítés	53
III. 1. 4 Alfa-spektrometria forráskészítése, mérése.....	53
III. 1. 5 Po-210 aktivitás koncentráció számítása.....	58
III. 2. Radon-koncentráció és aeroszol összefüggése, valamint az időjárási paraméterek befolyásoló hatása	59
III. 2. 1 Radon és aeroszol mérés.....	59
III. 3. Rádium mérés.....	61
III. 3. 1 Mintavétel.....	61
III. 3. 2 Mintaelőkészítés	61
III. 3. 3 Mérés menete.....	61
III. 3. 4 Ra-226, Th-232 és K-40 aktivitás koncentráció számolása	63
III. 4. Időjárási paraméterek	64
III. 4. 1 Adatgyűjtés	64
III. 4. 2 Értékelés	64
V. EREDMÉNYEK	65
IV. 1. Po(Pb)-210 aktivitás koncentráció a dohánylevelekben és a talajban	65
IV. 1. 1 A szennyezés forrásától való távolság és a dohánylevél Po(Pb)-210 közötti korreláció eredményei	70
IV. 1. 2 Időjárás, mint befolyásoló tényező.....	71
IV. 1. 3 Transzfer faktor	73
IV. 2. A dohánylevél megemelkedett Po(Pb)-210 és a levegő Rn-222 koncentráció kapcsolata	75
IV. 3. A talaj Ra-226 aktivitás koncentrációja	77
IV. 3. 1 A talaj természetben előforduló radioaktív izotóp koncentrációja.....	77
IV. 3. 2 A talaj Ra-226 valamint a dohánylevél, és a talaj Po(Pb)-210 koncentráció összehasonlítása.....	79
IV. 3. 3 A talaj Ra-226 és a levegő Rn-222 koncentráció összefüggése	82
V. MEGBESZÉLÉS.....	83
V. 1. Talaj	83
V. 2. Növény	84
V. 3. Transzfer faktor	84
VI. ÖSSZEFOGLALÁS.....	85
VII. IRODALOMJEGYZÉK	88
VIII. A DOKTORI ÉRTEKEZLET TÉZISEI	102

IX. THESES OF THE PHD DISSERTATION	104
X. ÉRTEKEZÉS ALAPJÁT KÉPZŐ TUDOMÁNYOS KÖZLEMÉNYEK JEGYZÉKE...	106
XI. KÖSZÖNETNYÍLVÁNÍTÁS	112

I. BEVEZETÉS, CÉLKITŰZÉS

A 2010-es ajkai vörösiszap katasztrófa nagy mennyiségű vörösiszappal árasztotta el a környező településeket, jelentős emberi, anyagi és környezeti károkat okozva ezzel. Körülbelül hat hónappal később megtörtént a terület remediációja, azonban a hasonló balesetek elkerülése végett a vörösiszap lerakóban technológiaváltás történt. A nedves tárolási technológiáról száraz eljárásra váltottak, a vörösiszap fölött már nem helyezkedik el technológiai lúgoldat, ami a vörösiszap kiszáradásához és kiporzásához vezethet. Az ebből adódó aeroszol koncentráció növekedés együtt jár a kiporzó vörösiszappal együtt mozgó természetes radionuklidok migrációjával, és lehetőséget biztosít az elbomló radon hosszú felezési idejű bomlástermékeinek kitapadására is. A technológiaváltás hatásainak vizsgálatára, a lakosság és a környezet védelmének biztosítása érdekében a megnövekedett mennyiségű és potenciálisan nagyobb aktivitás koncentrációjú por monitoringjára van szükség. Erre a dohánynövény által végzett biomonitoring alkalmasnak tűnik, mivel a dohánynövény egynyári, nikotintartalma miatt nem valószínű, hogy állatok elfogyasztják és nagy felületű, szőrös, ragadós levelekkel rendelkezik, melyek akkumulálni képesek a kihulló aeroszolókat. Azonban a dohánynövény polónium és ólom felvételi útvonala még nem teljes mértékben tisztázott, mivel képes a gyökerén és a levelein keresztüli felvételre is.

A dolgozatom célja a dohánynövények a vörösiszaptározóból kiporzó aeroszol biomonitorozásra való felhasználhatóságának megállapítása volt. Ennek érdekében vizsgáltam a talaj természetes radionuklid tartalmát a tározótól különböző távolságokban. Ugyanazon pontokon a levegő Rn-222 koncentrációját, a kiültetett aktív biomonitor dohánynövényekben a Po(Pb)-210 időbeli változását, összefüggésüket a talajban megfigyelhető koncentrációval Ra-226 és Pb-210 koncentrációval, a levegő Rn-222 tartalmával és a vizsgálati időszak alatt bekövetkező időjárásbeli különbségekkel.

II. IRODALMI ÖSSZEFOGLALÓ

II. 1. Természetes előfordulású radioaktív anyagok

A természetben a legnagyobb mennyiségben a három fő bomlási sor következtében található radioaktív anyag. Bizonyos természetes előfordulású anyagokban a természetes bomlási sorok elemei nagyobb mennyiségben vannak jelen, mint bármilyen más kőzetben vagy talajban, ezért az emberi tevékenység következtében egy adott kőzet feldolgozása, hasznosítása során a létrejövő termékben, melléktermékben, hulladékban koncentráltan is előfordulhatnak a természetes eredetű radionuklidok, akár többszörösen feldúsulva az alkalmazott technológiától függően, és potenciális sugárterhelést jelentenek a környezetükben élő emberek számára.

Ezek az anyagok a szakirodalomban az angol elnevezésből adódó mozaikszóként le lehetők fel: NORM: Naturally Occuring Radioactive Materials (természetes előfordulású radioaktív anyagok). Régen használatos mozaikszó volt a TENORM: Technologically Enhanced NORM (technológiailag megnövelt koncentrációjú NORM). Ezt a megkülönböztetést ma már nem gyakran alkalmazzák.

A NORM anyagokban az átlagos talajokhoz (U-238: 33 Bq/kg, Th-232: 45 Bq/kg, Ra-226: 32 Bq/kg, K-40: 412 Bq/kg [1]) képest az U-238, Th-232, valamint a bomlási sorokban jelenlévő elemek nagyobb aktivitás koncentrációban figyelhetők meg. Így a feldolgozásuk után a keletkező hulladékok is tartalmazzák ezeket a radionuklidokat, még hozzá gyakran többszörösen feldúsulva [2]. Általánosságban elmondható, hogy a rádium a melléktermékekben a nyersanyagok kémiai feldolgozása során dúsul fel (pl.: foszfátműtrágya előállítás), viszont a Po-210 és a Pb-210 a hőkezelés/égetés során koncentrálnak az ipari hulladékokban (pl.: ércfeldolgozás, szénégetés).

A leírtak alapján elmondható, hogy a természetben található minden anyag -kis mennyiségben-, de tartalmaz urán- és tóriumizotópokat, illetve leányelemeiket. Ebből következik, hogy ezeket NORM anyagoknak lehetne tekinteni. A NORM/TENORM

kategóriába azokat az anyagokat sorolja a szakirodalom, amelyek emelkedett dózistöbbletet eredményezhetnek a munkavégzők és a lakosság számára [3].

A NORM/TENORM anyagok megkülönböztetésére példa, hogy a magas radionuklid tartalmú foszfát-érc NORM anyagnak tekinthető, míg a feldolgozása során létrejövő foszfát tartalmú műtrágya TENORM anyag [4].

Vannak olyan ipari felhasználások, ahol az uránt és a tóriumot nem radioaktív, hanem fizikai, illetve kémiai tulajdonságaik miatt alkalmazzák. Például tóriumot használnak speciális ötvözeteknél, a forrasztópálcák előállításánál, repülőgépek motorjainak burkolatánál, mivel a hőállóság ezt követeli meg [5]. Ezeket az anyagokat is NORM anyagok közé sorolják, bár itt a radioaktív anyag nem a természetes közegben található.

NORM/TENORM anyag jöhet létre kitermeléssel, kinyeréssel és feldolgozással járó tevékenységek során. Ilyen eljárások például a fosszilis tüzelőanyagok égetése [6], az urán és egyéb fémércek bányászata, feldolgozása [3], foszfát-ipari tevékenységek [4], illetve a kőolaj és földgáz kinyerése [7].

A legtöbb esetben az eljárások során általában rengeteg NORM/TENORM hulladék keletkezik. Ennek következménye, hogy a nem megfelelő kezelés, tárolás elmulasztása nagy területek szennyezéséhez vezethet [8]. Ezt történt Ajkán is 2010. október 4-én, amikor a Magyar Alumínium Termelő és Kereskedelmi Zrt. (MAL) tulajdonában lévő ajkai timföldgyár zagytározó kazettáiban tárolt 30 millió tonna erősen lúgos, maró hatású ipari hulladék (vörösiszap) kiömlött és 40 km² terület kontaminációját okozta.

Ezekből következik, hogy napjainkban a nukleáris fűtőanyagciklusból származó hulladékok mellett már a NORM anyag tartalmú hulladékokra is egyre nagyobb figyelmet fordítanak, mivel nem csak a képződő mennyiség elhelyezése és tárolása okoz problémát, hanem a potenciális hosszú távú veszélyek is, amelyeket a NORM anyagokban található, hosszú felezési idejű radionuklidok radiotoxicitása idéz elő [6]. A NORM/TENORM területek

környékén jelen lévő radionuklidok beépülhetnek a táplálékláncba [7] közvetlenül a talaj-növény-állat felvételi úton, vagy közvetetten, a szennyezett talajvízzel, felszíni vízzel történő öntözés, vízfogyasztás során [5].

A táplálékláncba, az élő szervezetekbe történő bekerülés nyomon követésével az emberi sugárterhelés előre jelezhető, de ehhez szükséges a környezeti tényezők radionuklidok mozgékonyaságra gyakorolt hatásának és a felvételi útvonalaknak a pontos ismerete [9].

Napjainkban elengedhetetlen feladat a NORM/TENORM tárolók lehetséges rekultiválási módszereit tökéletesíteni. Ehhez viszont nélkülözhetetlen az előbb említett paraméterek ismerete.

A legjelentősebb NORM/TENORM lerakók Magyarországon [10]:

- a mecseki uránbánya és lerakói (meddőhányók, zagy tározók),
- a szénbányák és környezetük,
- a széntüzelésű hőerőművek salak- és permehányói,
- a bauxitbányászat környezete és a **vörösiszaptározók**.

II. 2. Vörösiszap, vörösiszap katasztrófa

II. 2. 1 Keletkezése

A kibányászott bauxit kőzetből Bayer – eljárással [11] timföldet hoznak létre (1. ábra), amit leginkább alumíniumgyártásra használnak fel. Emellett vaskohászati kohóadaléknak, tűzálló anyagok gyártására, kőzetgyapot gyártás adalékanyagaként, és talajjavításra alkalmazzák. Ezen eljárás folyamán keletkezik a katasztrófát előidéző hulladék, a vörösiszap.

A bauxit ($\text{Al}(\text{OH})_3 + \text{AlOOH}$) alumínium-oxidot (Al_2O_3), vas-oxidot (Fe_2O_3), valamint kaolint tartalmazó ásványi anyag, amelyben található még szilícium-dioxid (SiO_2), titán-dioxid (TiO_2), kalcium-oxid (CaO), vanádium-oxid (V_2O_5), foszfor-pentoxid (P_2O_5), kén-trioxid (SO_3), magnézium-oxid (MgO), szén, és egyéb vegyületek [12]. A bauxit radionuklid tartalma a kitermelés helyétől is függ. Magyarországon elérheti az U-238: 400-600 Bq/kg,

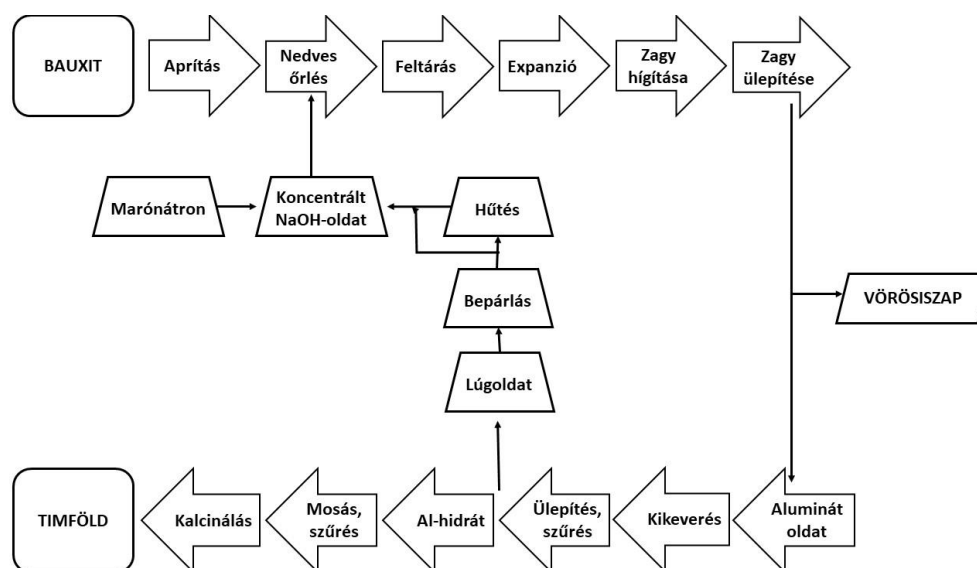
Th- 232: 300- 400 Bq/kg aktivitás koncentráció értékeket, amelynek egy része a vörösiszapba kerül [13].

1. táblázat: Vörösiszap aktivitás koncentráció

	Aktivitás koncentráció [Bq/kg]				Referencia
	U-238	Ra-226	Th-232	K-40	
Vörösiszap	280		180		[14]
Kolontár, Devecser (kiömlött)	270	180	260	280	[15]

1986-ban Magyarországon 3 millió tonna volt a bauxit termelése, ami 1997-ben már 740 ezer tonnára csökkent, 2012-re 255 ezer tonnára esett vissza. Ajkán 1943-tól van timföldgyártás.

Az ajkai Magyar Alumínium Termelő és Kereskedelmi Zrt. Bayer – eljárással (1. ábra) dolgozza fel a bauxitot, melynek lényege, hogy az aprítással, őrléssel előkészített bauxit alumínium-oxid (Al_2O_3) tartalmát lúggal kioldják, a létrejövő alumínium oldatot elszeparálják a vörösiszaptól, ezután az oldatból kiválasztják és kinyerik az alumínium-hidroxidot ($Al(OH)_3$), amelyet végül kiizzítanak.



1. ábra: Bayer-eljárás elvi vázlata

II. 2. 2 Vörösiszap

A vörösiszap nagy fajlagos felületű, tixotróp anyag (azaz mechanikai agitálásra vagy nedvesség hatására a viszkozitása lecsökken és hígfolyóssá válik. Viszont a hatás megszűnésével, nyugalmi állapotban visszatér az eredeti viszkozitás). Fő alkotóit a 2. táblázatban mutatom be.

2. táblázat: A száraz vörösiszap hulladék átlagos összetétele

Alkotó	m/m %
Fe ₂ O ₃	33-48
Al ₂ O ₃	16-18
SiO ₂	9-15
Na ₂ O	4-6
CaO	0,5-3,5
V ₂ O ₅	0,2-0,3

Emellett foszfor-pentaoxidot (P₂O₅), magnézium-oxidot (MgO), kén-trioxidot (SO₃), szén-dioxidot (CO₂), szenet és fluort tartalmaz [16].

A vörösiszap lúgtartalma alapján döntenek el, hogy veszélyes-, vagy nem veszélyes hulladék kategóriába sorolják. Magyarországon 2004-ig veszélyes hulladéknak számított, azonban az uniós csatlakozás után besorolását megváltoztatták, mivel az Európai Unió hulladékjegyzékben nem minősült veszélyes hulladéknak. Viszont a hulladékról szóló 91/689/EGK irányelv tartalmazza, hogy a „maró anyagok”, melyek „az élő szövetekkel érintkezve azt elroncsolják”, veszélyesnek számítanak. Emellett a nemzetközi Bázeli Egyezmény, amely a veszélyes hulladékok országhatárokat átlépő szállításának ellenőrzéséről és ártalmatlanításáról szól, kimondja, hogy a 11,5 pH-nál lúgosabb vörösiszapot veszélyes hulladéknak kell tekinteni [17]. A katasztrófa hatására a környezetbe kerülő ajkai vörösiszap pH-ja 13-as volt.

II. 2. 3 Vörösiszap tárolása

A vörösiszap tárolásának több módja is ismert, ebből a két legismertebbet és leggyakrabban használtat mutatom be a következőkben: a nedves- és a száraz lerakást. A nedves lerakás során az iszapot víztelenítés nélkül rakják le a zagytározóba. Ebben az esetben nagyon oda kell figyelni a szigetelésre, hogy a talajba történő szivárgást teljes mértékben meggátolják. A lerakó általában védőgáttal kiemelt, medence alakú depónia kialakításával történik. Ezzel szemben a száraz lerakás létrehozásához a vörösiszap nedvességtartalmát leeredukálják, amit vákuumszűréssel, vagy nagy nyomású technikák használatával valósítanak meg.

Ajkán az 1942-ben bevezetett nedves technológiáról 2011. február 28-án tértek át a száraz lerakás technológiára. A nedves technológiánál az utolsó mosóból sűrített elvétel alkalmaznak. A tározóból származó magas lúgtartalmú technológiai folyadékot adják hozzá a vörösiszaphoz, és ezzel nyomják ki a tározóba. Előnye a gyors, egyszerű zagyszivattyús továbbítás, ami a módszert gazdaságossá teszi. Viszont ez a technológia több szempontból sokkal veszélyesebb, mint a nemzetközileg is egyre többször használt száraz eljárás. A nedves típusú tározóknak kettős szerepe van: első a felzagyolt, lúgtartalmú vörösiszap ülepítése, másik pedig a végleges elhelyezés. Az Ajkán található tározókat szárazanyag tárolására tervezték, ezért kaptak szögletes formát. A folyadék tárolására csak ívelt elemeket célszerű használni [18]. (Megjegyezném, hogy Ajkán a tározó sarka tört át.)

A száraz technikánál többlépcsős szűrőberendezés alkalmazásával az előállításban alkalmazott lúgot kivonják a vörösiszaphoz, s így 25-30 % nedvességtartalmú, földszerű anyag kerül a depóniákba. Ezeket a vörösiszap tározókat locsolják a porzás ellen, majd lezárásukkor talajjal lefedik és füvesítik.

II. 2. 4 Zagytározó

A tározókat szénerőművi szénsalakból és pernyéből készítették (rézsúhajlással), a végleges magasság elérésekor 10 m-es koronaszélességgel. A medencékbe kiüledett iszapot

jellemzően évente kétszer, tisztított technológiai folyadékkal felzagyolva, hidraulikus úton viszik a működő vörösiszap kazettákba. A környezetre gyakorolt hatásukat monitorozással követik nyomon. A tárolótér alá háttérből történő vízbeáramlást meggátolja a tárolók teljes körbeépítése, ezáltal a már készen lévő résfal szakaszos belső terhelése redukálódik, ezáltal a hatékonysága növekszik.

Ajkán 30 millió tonna vörösiszap gyűlt össze, melyet 10 tárolóban raktak le. Ebből kettő működik (IX-X), a többit már lefedték és monitorozzák. A X jelű tározónál következett be a gátszakadás [18].

II. 2. 5 A vörösiszap környezetkárosító-, emberre gyakorolt hatása

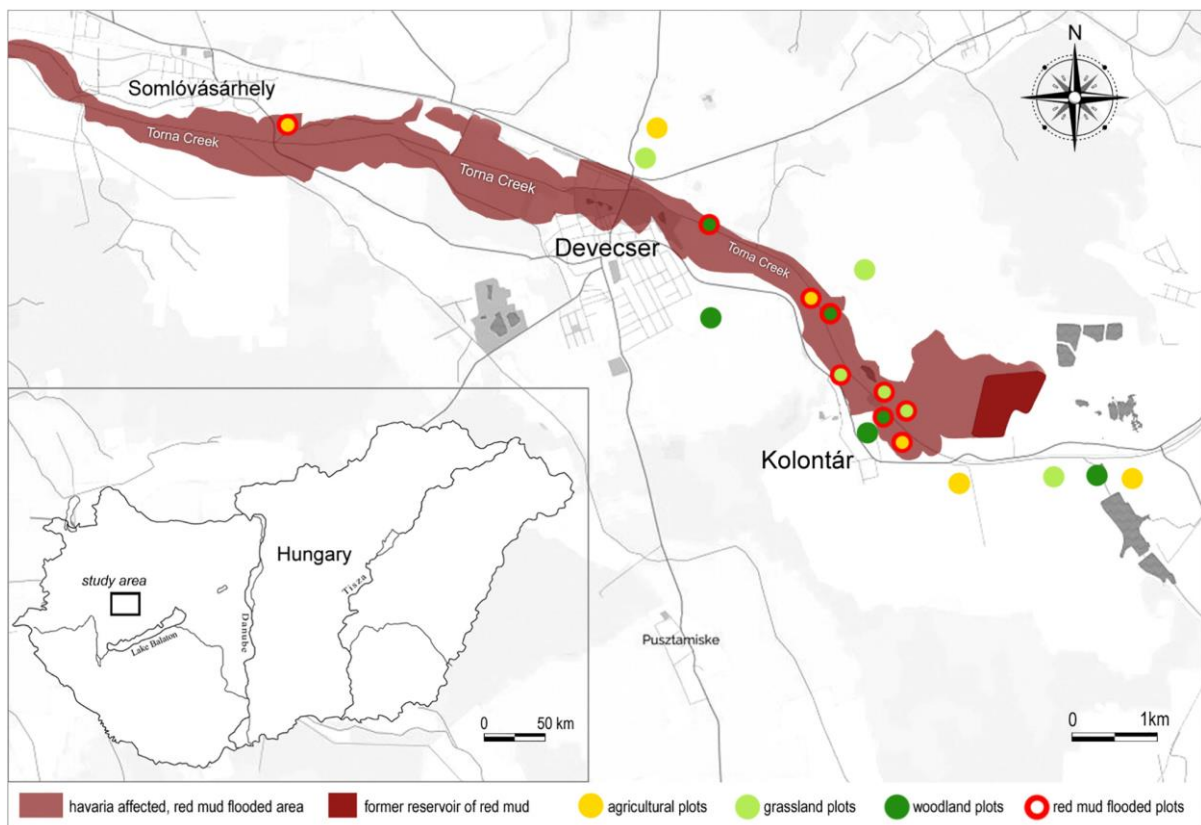
A vörösiszap környezetkárosító hatása nagy részben a lúgosságának (magas nátrium-hidroxid-tartalma) és kis szemcseméretének (Ajakai vörösiszap átlagos szemcsemérete: 20 µm alatti) tudható be.

Ha a vörösiszap a környezetébe kerül, a lúgosságnak önmagában nincs hosszú távú környezeti hatása, mert a víz felhígítja, azonban a maró hatása közvetlenül károsíthatja a környezetet, kipusztíthatja a növényzet egy részét. Ezzel szemben a különböző talajokat a magas nátrium tartalom eltérő mértékben károsíthatja, így az nem elhanyagolható. A felszíni, valamint felszín alatti vizekbe kerülve az iszapból kioldódik a nátrium-hidroxid, ami nagymértékben károsíthatja az élővilágot, jelentősebb mennyiségben halpusztuláshoz vezethet.

A lúgos por irritálhatja a szemet és a bőrt, valamint maró hatású. Belélegezve a légcsőbe, majd a tüdőbe kerülve irritációt, maró hatásának köszönhetően ödémákat, károsodást okozhat. Mivel a vörösiszap relatíve magas természetes eredetű radionuklid (NORM/TENORM) anyagnak minősül, így vizsgálni kell a radiotoxicitás lehetőségét is.

II. 2. 6 Vörösiszap katasztrófa

2010. október 4-én a Magyar Alumínium Termelő és Kereskedelmi Zrt. (MAL) tulajdonában lévő Ajkai Timföldgyár Kolontár és Ajka között létesített 400 x 600 m-es vörösiszap X. tározó támfala megsérült és átszakadt [18] [19]. A közel 800 000 m³ erősen lúgos (pH ~13) zagy elárasztotta Kolontár, Devecser, Somlóvásárhely és Túskevár mélyebben elhelyezkedő területeit (kb. 40 km²), valamint a Torna-patakba is belekerült. Az ipari szerencsétlenség következtében bekövetkező környezetkárosító katasztrófa 10 ember életét követelte, emellett több, mint 150 fő sérülést szenvedett a maró lúg hatására. Nem csak az emberek szenvedték meg a katasztrófát, hanem az élővilág is. A Torna-patak, valamint a Marcal folyó élővilága is teljesen kipusztult [20]. (2. ábra)



2. ábra: A vörösiszappal szennyezett Torna-patak térképe [20]

A Kolontár feletti másik tározóban található lúgos vizet savval semlegesítették, majd a szennyező árhullám elvonulását követően leengedték a Torna patakba. Innen a szennyezés

eljutott a Marcal folyóba. A katasztrófavédelem munkatársai végül megakadályozták, hogy a szennyeződés bekerüljön a Rábán keresztül a Dunába.

Ezek mellett, mivel ismert volt a vörösiszap viszonylag magas természetes eredetű radionuklid tartalma, rémhírek kezdtek terjengeni, miszerint a kiszáradó, a levegőben porként szálló iszap, valamint a területre kiömlő vörösiszap radionuklid tartalma miatt veszélyes. A településeken lerakódott vörösiszapban található radionuklidok bomlását kísérő gamma-fotonok miatt megemelkedhet a levegő gamma-dózisteljesítménye, és a megemelkedett Ra-226 tartalom következtében a radonexhaláció, és így a levegő radon-koncentrációja is megnövekedhet. Emellett a nagyon finom szemcsés vörösiszap kiszáradása miatt bekövetkező kiporzás, valamint a szálló por és a rá kiült radon bomlástermékek belégzése során felléphet a sugárterhelés lehetősége.

II. 2. 7 Vörösiszap katasztrófa rekultivációja

Azonnal elkezdték az érintett falvak mentését. A 13-as pH-jú nátronlúgot a tárgyakról híg savakkal tisztították le, a környező élővizek kémhatását gipszporral, valamint ammónium-nitrát műtrágyával semlegesítették.

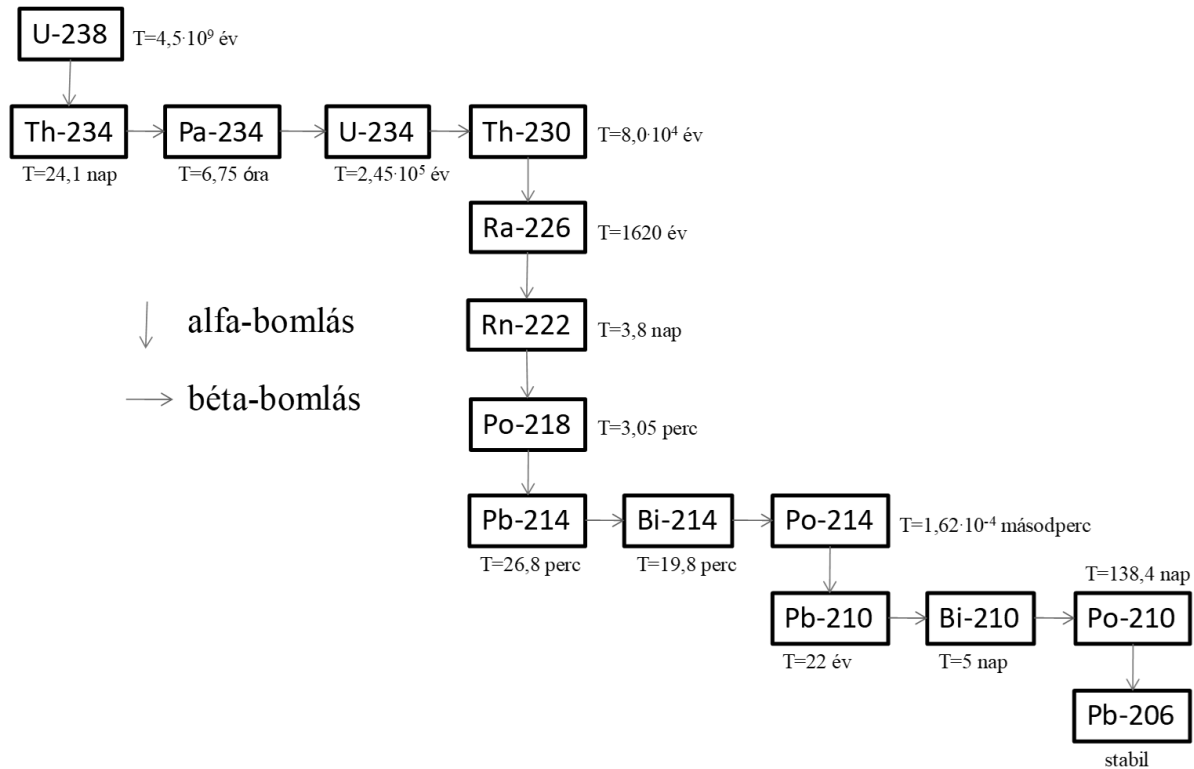
Gépek segítségével talajjavítást, talajcserét végeztek el (a talaj felső két centiméterét cserélték), valamint a kiömlő vörösiszapot a IX-es tározóba visszaszállították. Viszont a száraz időjárás miatt a visszahordott vörösiszap kiszáradt, ez pedig a vörösiszap kiporzáshoz vezetett.

II. 3. A vörösiszap radionuklid tartalma

Mint már az I. 2. 1 fejezetben említettem, a bauxit a földkérgi átlagnál (Ra-226: 32 Bq/kg, Th-232: 45 Bq/kg, K-40: 412 Bq/kg [1]) magasabb aktivitás koncentrációval bír, melynek nagy része a vörösiszapba kerül. Dolgozatomban az U-238 anyaelem bomlási sorában lévő Ra-226, Rn-222, Pb-210 és a Po-210 izotópoknak van jelenős szerepük. Ezen belül is

kiemelendő az 1620 év felezési idővel rendelkező Ra-226, valamint a 22 év felezési idővel rendelkező Pb-210. A kiömlött vörösiszapban megfigyelt aktivitás koncentrációkat az 1. táblázat tartalmazza.

U-238 bomlási sora:



3. ábra: Az U-238 bomlási sora [21]

II. 3. 1 Rádium

A rádium (Ra) az alkáliföldfémek csoportjába tartozó elem, neve latin eredetű. Pierre Curie fedezte fel 1898-ban, majd felesége Marie Curie 1902-ben először állította elő elemi állapotban. A rádium fehér színű, radioaktív nehézfém. Mind a 28 ismert izotópja radioaktív. A rádium a sötétben világít, valamint a felületén nagyon gyorsan nitridréteg alakul ki levegő jelenlétében.

A rádium a földkéregben ritkán előforduló elem. Középső terméke a természetes radioaktív bomlási soroknak, így az urán-, valamint a tórium ásványok mellett fordul elő. A természetben számos kémiai formája ismert [22].

A rádium különböző izotópjai alfa-, béta-, valamint gamma-sugárzást bocsátanak ki, eltérő kombinációkban. Ezek közül a szervezetbe kerülve a nagy energiájú és rövid hatótávolságú alfa-részecske jelenti a legnagyobb veszélyt. A szájon keresztül bekerülő rádium a csontokba épülhet be és daganatos megbetegedésekhez vezethet. A szervezetben a rádium ~ 20 %-a először a lágy szövetekbe jut a véren keresztül, majd a csontszövetekben rakódhat le [23] [24].

A környezetben a rádium mozgása a leányelemei miatt is lényeges. A bomlási sorban utána következő elem egy radioaktív nemesgáz, a radon, amely izotópnak fontos szerepe van a lakosság természetes eredetű sugárterhelésében.

II. 3. 2 Radon

A következőekben a radont mutatom be részletesen.

II. 3. 2. 1 Radon (Rn) fizikai, kémiai tulajdonságai

Szobahőmérsékleten és atmoszférikus koncentrációban színtelen, szagtalan nemesgáz, rendszáma 86, olvadáspontja -71°C , forráspontja pedig -62°C . Vízben, illetve különböző szerves oldószerekben oldódik. Szilárd és cseppfolyós állapotban foszforeszkál radioaktivitása miatt.

Friderich E. Dorn német kémikus fedezte fel 1900-ban a Rn-222-es izotópját, melyet a rádium bomlástermékeként nevezett meg. 1908-ban Ramsay és Gray is izolálta, viszont ők nitonnak nevezték el. Az 1923-as évtől hívják radonnak. R.B. Owens és Ernest Rutherford nevéhez fűződik a 220-as izotópjának a felfedezése.

A radon nemesgáz, 1-1 izotópjá a természetben előforduló három radioaktív bomlási sor mindegyikében megtalálható.

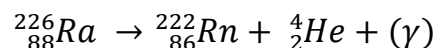
Az aktinon nem okoz számottevő sugárterhelést, viszont a radon és a toron jelentős a sugárterhelés szempontjából. Az aktinon, -a toronból származó Rn-219-, a környezetben nem fordul elő jelentős koncentrációban (a természetes urán 0,71 %-a U-235), valamint nagyon

rövid felezési idejű, ezért nagy része már a keletkezése helyén elbomlik, csak nagyon csekély része jut a levegőbe. A toron esetében is viszonylag rövid a felezési idő, azonban elegendő ahhoz, hogy egy része kijusson a felszínre és leányelemein keresztül dózisterhelést okozzon. Azonban csak akkor okozhat jelentősebb dózisterhelést, ha a kőzet, a talaj vagy az építőanyag magas Th-232 koncentrációjú. Viszont a Rn-222-nél más a helyzet, mivel 3,82 napos felezési idejének köszönhetően laza talaj esetén már 1-2 m mélységből is, sőt egyes esetekben jóval mélyebbről is feláramolhat a földkéregből, ezáltal az ember közvetlen közelébe kerülhet [25] [26]. Radioaktív bomlása során alfa- részecske szabadul fel. Ezt sorozatos bomlások révén követik a keletkező leányelemei, amelyek szintén radioaktívak. A bomlástermékek eltérő felezési idejű alfa-, béta- és gamma-sugárzók [27].

II. 3. 2. 2 Rn-222 keletkezése (exhaláció, emanáció)

A radon a talajban és a kőzetekben lévő rádiumból jön létre radioaktív bomlással, ezért a keletkező radon mennyisége az anyag Ra-226 aktivitásától függ [28].

A Rn-222 a Ra-226-ból keletkezik alfa-bomlással:



Ahol:

a ${}^4_2\text{He}$ – alfa-részecske

a (γ) – a bomlást kísérő gamma-sugárzás.

Mivel a szilárd anyagokban nagyon alacsony a diffúziós együttható ezért a szilárd szemcsékben elhelyezkedő radon atomok nagy valószínűséggel érik el a légkört. Azonban, ha a radon atomok a kilökődésnek köszönhetően a szemcsék közötti intersticiális térbe kerülnek, akkor a radon atomok a felszínre, vagy a nagyobb földalatti terekbe juthatnak. Három folyamatsorozattal történhet a radon kibocsátása a levegőbe [29].

Emanáció - a rádium bomlásából képződő radon atomok kijutnak a részecskékből/szemcsékből (főként a visszalökődésnek köszönhetően), és a szemcsék közötti

pórustérbe távoznak. Az emanációs tényező definíció szerint a szilárd fázisban keletkező radon atomok, és a szilárd fázisból kijutó, a közegben szabadon mozogni képes radon atomok hányadosa. Ezt a fogalmat emanációs hányadosként, vagy emanációs képességként is említik. Általánosan elfogadott, hogy a radon a részecskét/szemcsét a visszalökődés következményeként hagyja el, amikor az anyaeleme, a rádium elbomlik [30]. Mivel a visszalökődés hatótávolsága szilárd anyagokban kicsi, általában kevesebb, mint 0,05 μm , a legtöbb visszalökődő atom a kristályrácsban marad. A kristályrácsban belüli mozgás nem eredményez jelentős radon kibocsátást, mivel annak a közetekben való diffúziós tényezője nagyon kicsi, 10^{-25} – 10^{-27} m^2/s [31]. Amennyiben a visszalökődés végpontja a szemcsén/részecskén kívülre, vagy nyílt pórusba esik, a radon migrációra képes [32]. Ezt a kifejezést emanációs frakciónak vagy emanáló energiának is nevezik.

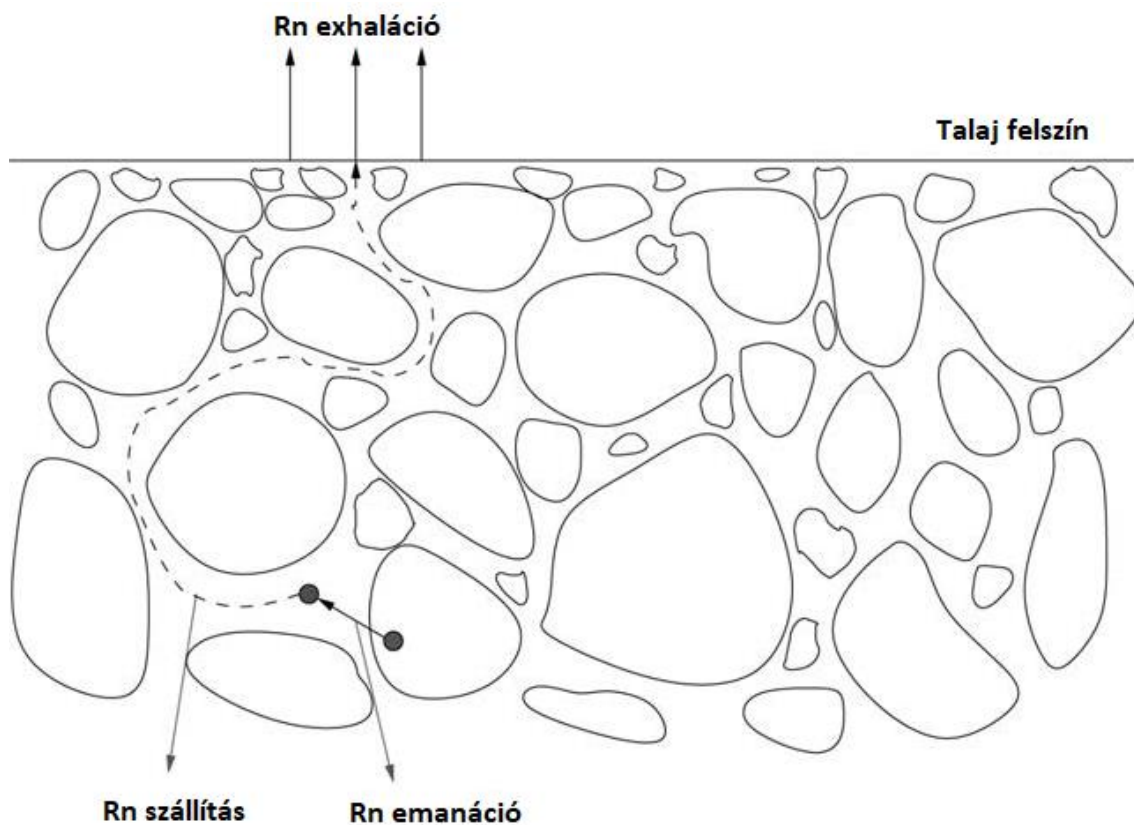
A radonemanációs tényezőnek számos befolyásoló tényezője van, mint például a talaj minősége, szemcsemérete, nedvességtartalma, ezen kívül számos ásványtani aspektustól (pl.: rácsszerkezet, porozitás, szemcsék alakja, elemi összetétel), valamint a rádium eloszlástól is függ [33].

Transzport/szállítás - diffúzió és az advektív áramlás következtében az emanált radon atomok a maradékon/ipari mellékterméken, vagy a talajprofilon keresztül eljuthatnak a felszínre.

Exhaláción a talaj egységnyi felületén egységnyi idő alatt kiáramló radon mennyiségét értjük. A pórustérben található radon diffúzióval és advektív áramlás útján szállítható a felszínre. Az áramlás bizonyos esetekben jelentős lehet felületi repedések, lyukak gáztermelése, vízben történő szállítás, vagy nagy üregek miatt. Azonban a legtöbb esetben a domináns szállítási mechanizmus a diffúzió, ezért a radon transzportját általában diffúziónak nevezik. Az

emanáció és a felszínre történő diffúzió után a radon kiáramolhat a felszínről az atmoszférába. Ezt a felszabadulást radonexhalációnak nevezik, és az exhaláció fluxus sűrűsége ($\text{Bq}/\text{m}^2\text{s}$) jellemzi. Befolyásoló tényezői a pórusközti tér radon-koncentrációja, a talaj gázáteresztő képessége, a talaj nedvességtartalma, a talaj szemcseszerkezete, a napszak, az évszak, az időjárási viszonyok és a különböző árapály effektusok is.

Ezeket a folyamatokat a 4. ábra szemlélteti.



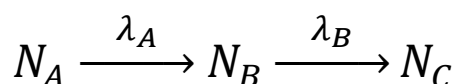
4. ábra: A radon légkörbe jutásáért felelős folyamatok

A leírtak alapján látható, hogy a rádium jelenléte adott területen nem feltétlenül jelenti a légköri radon-koncentráció megemelkedését, mivel függ az emanációtól és az exhalációtól, amit nagyon sok más tényező befolyásol [28] [34].

II. 3. 2. 3 Radioaktív egyensúlyok, szekuláris egyensúly

Előfordulhat, hogy a radioaktív magok bomlásánál a termék szintén radioaktív, vagyis a stabilizálódás több lépésben megy végbe. Az anyaelem (kiindulási izotóp) egy másik radioaktív izotóppá alakul át (leányelemmé), mely tovább bomlik. Így anyaelemnek is tekinthető a leányelem, a további bomlás során belőle létrejövő elem szempontjából. Ez játszódik le a három természetes radioaktív bomlási sor (Th-232, U-235 és U-238) esetén is, ahol a tízet is meghaladhatja az egymásból keletkező radioaktív izotópok száma. Az anyaelem a leányelemeivel radioaktív egyensúlyban van a sorozaton belül.

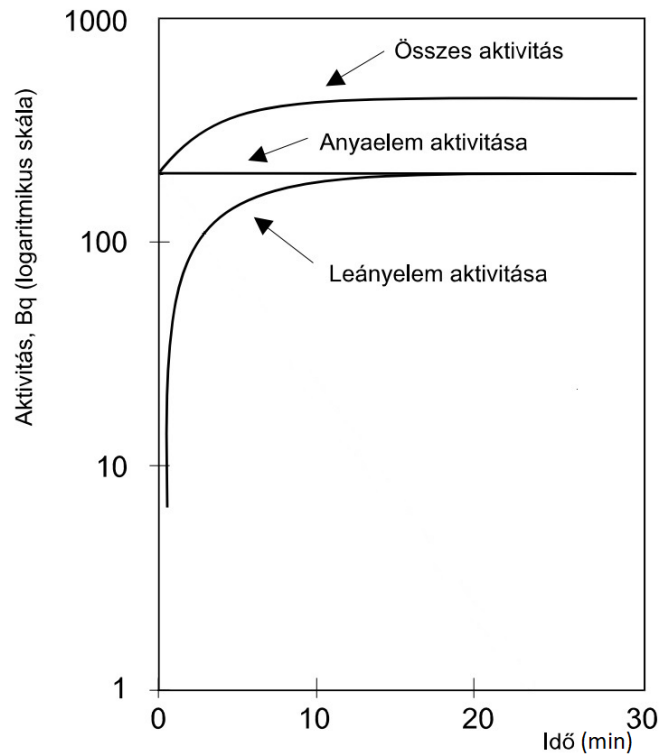
Abban az esetben, amikor az anyaelem leányelemmé alakul, majd tovább bomlik:



Az anyaelem (N_A) egy része λ_A nagy valószínűséggel leányelemmé (N_B) alakul át, ami tovább bomlik, λ_B bomlási állandóval jellemezhető sebességgel. Ebből az következik, hogy egy bizonyos idő elteltével, ha az anyaelem felezési ideje jóval nagyobb a leányelem felezési idejénél, az anyaelem aktivitása meg fog egyezni a leányelemével. Ez az úgynevezett szekuláris egyensúly:

$$A_A = \lambda_A * N_A = A_B = \lambda_B * N_B$$

Az aktivitás viszonyait szekuláris egyensúly esetén az 5. ábra mutatja be.



5. ábra: A szekuláris egyensúly aktivitás viszonyai az idő függvényében

Ha a bomlási sor kettőnél több radioaktív leányelemet tartalmaz, az egyenlet az alábbi szerint változik:

$$N_i = N_{A,0} * \sum C_k * \exp(-\lambda_i * t)$$

ahol:

- N_i : a sor i -edik tagjának nuklidszáma,
- $N_{A,0}$: az anyaelem kiinduló nuklidszáma,
- C_k : a bomlási állandóból számítható konstans,
- λ_i : a sor i -edik tagjának bomlási állandója (1/s) [35].

II. 3. 2. 4 Radon-222 és leányelemeinek egészségügyi hatásai

Az embert érő természetes radioaktív sugárterhelésének legjelentősebb forrása a radon és leányelemei. A radon és leányelemei néhány kivételes baleseti eseménytől eltekintve nagyobb sugárterhelést okoznak, mint az antropogén (Cs-137, Pu-239, Pu-240) radionuklidok.

Urán-, és szénbányászokon végzett epidemiológiai vizsgálatok, illetve állatkísérletek bizonyítják a radon és leányelemeinek belélegzéséből eredő egészségügyi kockázatát. Számos kísérlet eredménye alapján nagyobb radon sugárterhelés esetén a tüdőrák kialakulásának valószínűsége arányos a sugárterhelés mértékével. A lakosság körében történt epidemiológiai és eset-kontroll tanulmányok jelentős része is bizonyítja, hogy magasabb radon-koncentrációk esetén ez az összefüggés a lakosság körében is érvényes [36] [37].

Alapvetően nem a radontól, hanem annak rövidéletű alfa-sugárzó leányelemeitől származik a szervezetet érő sugárterhelés. Ennek oka, hogy a belélegzett radon nagy valószínűséggel kilégzésre kerül, csak egy kis hányada (kb. 3 %) bomlik el a tüdőben, továbbá a radon leányelemei a levegőben lévő aeroszol részecskékhez kötődve, belélegzést követően nagymértékben bent maradnak és lerakódnak annak felületére. Itt folytatják bomlásukat, kibocsátott sugárzásukkal roncsolva a hámsejteket. Az aeroszokok lerakódásának helye jelentősen függ az aeroszol méretétől, ezáltal az elnyelt dózis is különböző a tüdő egyes részein [38] [39] [40] [41] [42].

II. 3. 3 Polónium

II. 3. 3. 1 Po-210 fizikai, kémiai tulajdonságai

1898-ban Marie és Pierre Curie az uránszurokérc vizsgálatára során fedezte fel a polóniumot. A polónium ezüstfehér színű félfém, amely a természetben nyomnyi mennyiségben megtalálható.

Rendszáma 84, tömegszáma 190-218 g/mol között változik. A polónium savakban oldódik, lúgokban viszont kevésbé. A kén-hidrogénnel fekete színű polónium-szulfid csapadékot alkot. Kémiai tulajdonságait nézve a tellúrra valamint a bizmutra hasonlít [22].

II. 3. 3. 2 Po-210 egészségügyi hatásai

A polónium 27 izotópja mind alfa-sugárzó, azaz radioaktív. A Po-210 mellett a természetes izotópok közül a Po-214-nek ($T_{1/2}=163 \mu\text{s}$) és a Po-218-nak ($T_{1/2}=3 \text{ min}$) van fontos szerepe. Rövid felezési idejük miatt a földkéregben az egyik legkisebb mennyiségben ($2 \cdot 10^{-14}$ %-ban) jelenlévő elemek. Ezek mellett meg kell még említeni a Po-209, valamint a Po-208 mesterséges izotópokat, melyeket a gyógyászatban, iparban, és az analitikában használnak. A polónium okozta sugárterheléssel számolnunk kell, mivel még a viszonylag nagyobb felezési idejű Po-210 izotóp esetében is kis kémiai koncentrációhoz nagy aktivitás társul.

Külső sugárterheléssel nem kell számolnunk a Po-210 kapcsán, mivel az élő szövetben nagyjából $30 \mu\text{m}$ az alfa-részecske hatótávolsága. Ezzel szemben lenyelése és belégzése jelentős veszélyt jelent az emberi szervezetre, mivel a levegő aeroszol részecskéire adszorbeált Po-210 izotóp a tüdőbe kerül és lerakódik a légutakba, a hörgők elágazásánál a hörgőfalakra. Innen közvetlenül sugározza be a hörgők laphámsejtjeit, a kiválasztó sejteket, valamint ezek magjait. Az elnyelt dózis a tüdő különféle részein eltérő, mivel az aeroszlok megkötődése méretüktől függ a tüdőben.

A polónium mennyiség egy része gyorsan kikerül a szervezetből, viszont a fennmaradó rész felhalmozódhat, és a véráramon keresztül bejut a lépbe, vesékbe és a csontokba.

Egy év alatt 1 fő szervezetébe átlagosan 58 Bq-nyi Po-210 kerül [13]. A lenyelésből származó lekötött éves effektív dózis súlyozott átlaga $85 \mu\text{Sv/év}$ [43].

Az emberi szervezetben a bevitt polónium kezdetben a vörösvértestekben koncentrálódik, ezt követően a májban, majd a vesében, a csontvelőben, valamint a gyomor-bél traktusban és az ivarmirigyekben halmozódik fel [44]. Miután a polónium felszívódott a vérben, körülbelül a 30 %-a a májba, 10 %-a a vörös csontvelőbe, 10 %-a a vesébe, 5 %-a a lépbe és a fennmaradó része pedig a test többi részébe kerül [44] [45]. Egy átlagos nem dohányzó ember szervezetének Po-210 (nedves tömegre) koncentrációja 0,055, 0,53 valamint

0,48 Bq/kg a vázizomban, májban és a vesében [46]. Az emberi test teljes Po-210 tartalmát körülbelül 20 Bq-re becsülik, a többi kiválasztásra kerül [47] [48].

Az alfa-sugárzó polónium sokszorosoz jobban károsíthatja a kromoszómákban lévő DNS-t, mint a nem alfa-sugárzó izotópok. Az izotóp által okozott sugárzás elpusztíthatja vagy súlyosan károsíthatja a sejteket [48].

III. 4. Dohánynövény, mint bioindikátor és a Po(Pb)-210

II. 4. 1 Rekultiváció ellenőrzésének lehetőségei

Napjainkban az új technológiai igények valamint a mennyiségileg megemelkedett termelés következtében, sokszor nyomnyi elemek, koncentráltan jutnak a melléktermékekbe, hulladékokba (pl.: vörösiszapba). Ezek a mikroszennyezők az élő szervezetekbe felszívódhatnak, ezért hatásuk sokszor csak hosszú távon észlelhetők. A radioizotópok potenciális veszélyessége jóval nagyobb, mint a „hagyományos” kémiai szennyezéseknek [49] ezért az egyik legfontosabb monitoring feladat a veszélyes anyagok tárolására szolgáló lerakók (pl.: vörösiszap tározó) környezetének ellenőrzése, az esetleges szennyezések továbbterjedésének meggátolása.

A nagymértékű változásokat a környezeti elemek vizsgálata nyomon követi. Viszont egyes radioaktív izotópot magasabb koncentrációban tartalmazó lerakó esetén kismértékű szivárgásokat, kiporzásokat nem, vagy nagyon nehezen, magas költségek árán tudnak csak kimutatni. Az élő környezetre gyakorolt hatásról a talaj/víz/levegő radioizotóp-koncentrációjának nukleáris spektrometriai vizsgálata, inhomogenitások miatt a biomigrációkról nem ad megfelelő információt.

A szenzitív biomonitoring rendszerek, megfelelő bioindikátorokkal megfizethetőek, releváns adatokat szolgáltatnak, és helyi és regionális szinten is megnyugtató módon kezelik a lakosság és zöld szervezetek averzióját [50]. A tanulmányok alapja, az élő szervezetek

indikátorként alkalmazhatók potenciális veszélyforrás során, így időben történő reagálással a káros tényező megállítható, a kár csökkenthető.

Mind a kutatók, természetvédők, mind a vezetők, politikusok valamint a lakosság részéről egyre nagyobb igény mutatkozik az ökoszisztémák, közösségek, populációk és fajok teljes körű vizsgálatára és állandó monitorozására. Ez a nagymértékű érdeklődés az elérhető eszközök fejlesztéséhez, a biomonitoring rendszerek kidolgozásához vezetett, mivel ezen eljárások segítségével kaphatjuk a legpontosabb képet az ökoszisztéma állapotáról, az emberi egészségre való esetleges közvetlen és közvetett hatásáról [50].

A biológiai megközelítés [51] a figyelem középpontjába a szennyezés élő szervezetekre gyakorolt hatását helyezi. Az élő szervezetekkel könnyebb a szennyezés időbeli valamint térbeli lokalizációja [49].

A kívánt folyamatok követéséhez a bioindikátorban lejátszódó folyamatok alapján a forrásból eredő hatás adja az információt [52].

A legfontosabb szempontok a megfelelő bioindikátor területspecifikus kiválasztásának:

- Az adott éghajlati és környezeti körülmények mellett természetű legyen.
- Ne legyen nagyon igényes (pl.: ne igényeljen állandó felügyeletet, speciális öntözési rendszert).
- Egynyári növény legyen, hogy csak az adott évről szolgáltatson adatokat.
- A választott izotópokat kösse meg, ehhez elég nagy levélfelülettel valamint

kiterjedt gyökérzettel kell rendelkeznie, hiszen a kiválasztott radionuklidok felvétele a Rn-222 anyaelem miatt nem csak a talajból lehetséges, hanem a levélfelületen megkötött aeroszolokon keresztül is [53]. Legyen a méréshez szükséges 1-2 g légszáraz minta egy növényből.

II. 4. 2 A dohánynövény, mint bioindikátor

Már a 60-as évektől elkezdődött a dohánynövény által akkumulált alfa-sugárzó izotópok vizsgálata [54]. Azóta több száz publikáció jelent meg a dohánynövények ólom és polónium tartalmáról és felvételéről, melyeket kutatási témák szerint három fő kategóriába lehet sorolni:

- Az alfa-sugárzó izotópok felvétele, valamint a felvételi útvonal vizsgálata a dohánynövényben (befolyásoló tényezők vizsgálata pl.: műtrágyák) [55] [56] [57].
- A növény ólom-, és polónium tartalmának és koncentrációjának mérése (cigarettagyártás során) [58] [59] [60] [61] [62].
- A dohányzás/dohányfüst Po-210 aktivitás koncentrációjának vizsgálata, és az ebből eredő dózisbecslések [63] [64] [65] [66] [67].

A dohánynövényt több más nagy levélfelületű növényhez hasonlóan előszeretettel használják kutatási célokra, nem csak a Po-210, Pb-210 akkumuláció [68], hanem az ózon vizsgálatára is [69] [70] [71]. Több kutató vizsgálta különböző nehézfémek felvételét talajtípusok és egyéb természeti körülmények függvényében [72] [73]. Kínában Szecsuan tartományban vizsgálták a dohány és a talaj kadmium, ólom jelenlétét, melyel meghatározták a talaj Cd- és Pb ökológiai kockázatát, valamint megbecsülték az egészségügyi kockázatot a dohánylevelekben található Cd és Pb koncentrációjából. Megállapították, hogy Cd karcinogén kockázati tartománya ($7,9E^{-04}$ - $1,4E^{-01}$) [74] Luzhou-ban és Yibin-ben átlépték az U.S. EPA által elfogadható határt ($> 1,00E^{-4}$), ezzel jelezve, hogy dohánylevelek fogyasztása rákos megbetegedések kockázatát jelenti [75]. Más kutatók Am-241, Cs-137, Sr valamint Pb izotópokkal szennyezett területre ültettek dohánynövényeket a fitoextrakciós tisztításához, valamint eltérő reagensek hozzáadagolásával vizsgálták a növény izotóp felvételét [50]. Az idő múlásával és az alfa-spektrometriai módszerek fejlődésével a dohány polónium tartalmának meghatározása növekvő figyelemet kapott. A dohány több szempontból is megfelel bioindikátornak, hiszen egynyári növény, jól tűri a környezeti hatásokat, nem igényel speciális termesztési körülményeket, nikotintartalma miatt kicsi az esély, hogy állatok elfogyasztsák és

képes megkötni a radionuklidokat, akár kiterjedt gyökerén, akár nagy, szőrös és ragadós levélfelületén keresztül [76].

A dohányzás rákkeltő hatása és a cigarettában jelen levő Po-210 kapcsolatának szintén jelentős szerepet tulajdonítanak a különböző kutatók [66] [77].

Biomonitoring vizsgálatokhoz közismert, hogy hosszú, vagy viszonylag hosszú felezési idejű radioizotópot kell választani, erre alkalmas lehet a Pb-210 $T_{1/2} = 22$ év (béta - sugárzó), és leányeleme a Po-210 $T_{1/2} = 138,4$ nap (alfa - sugárzó).

A Pannon Egyetem Radiokémiai és Radioökológiai Intézet a mecseki remediált uránbánya területén végzett Ra-226 és Pb-210 izotópok vizsgálatai során kiderült, hogy a területen a Pb-210 izotóp koncentrációja megnövekedett a Ra-226 izotóphoz képest, azaz a radioaktív egyensúly megbomlott [78].

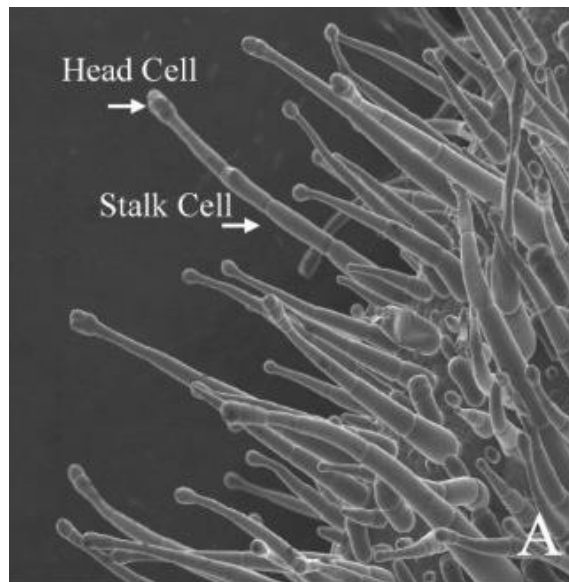
Ennek oka a Ra-226 izotóp sóinak alacsony oldhatósága, ami által a migrációs képessége kisebb, mint a Pb-210 izotópé [79]. Azaz mire a rádium mobilizációja észlelhető lenne, a többi izotóp (polónium, ólom) koncentrációja már jóval előbb megnövekedne a környezetben. Emellett a Pb-210 izotóp mozgása a fedőrétegekben is megfigyelhető a Ra-226 leányelemének, a Rn-222-nek az exhalációja miatt.

Az általam választott indikátor izotóp a Po(Pb)-210. Egészségügyi, valamint sugárvédelmi szempontból a Po-210 izotópnak (alfa-sugárzó) nagyobb jelentősége van. Az Pb-210 izotóp mérése a Po-210 izotópon keresztül történik, a szekuláris egyensúly beállta után.

A dohánynövény esetében még nem teljesen tisztázott a Po/Pb-210 bejutási útvonala. Általában nem csak a Po-210 bejutása a kérdés, hanem annak hosszú felezési idejű anyaeleme a Pb-210 is, ezért tárgyaljuk általában ezt a két izotópot együtt. Erre a magyarázat egyszerű, mivel a dohány tenyészideje alatt a Po-210 138 napos felezési ideje miatt részben lebomlana, illetve dohánytermékek esetében a tárolás és érlelés miatt legtöbbször már beáll a szekuláris

egyensúly a Pb-210 és Po-210 között, így ha mérjük a Po-210 koncentrációt, az az egyensúlyban lévő Pb-210-et is jelenti.

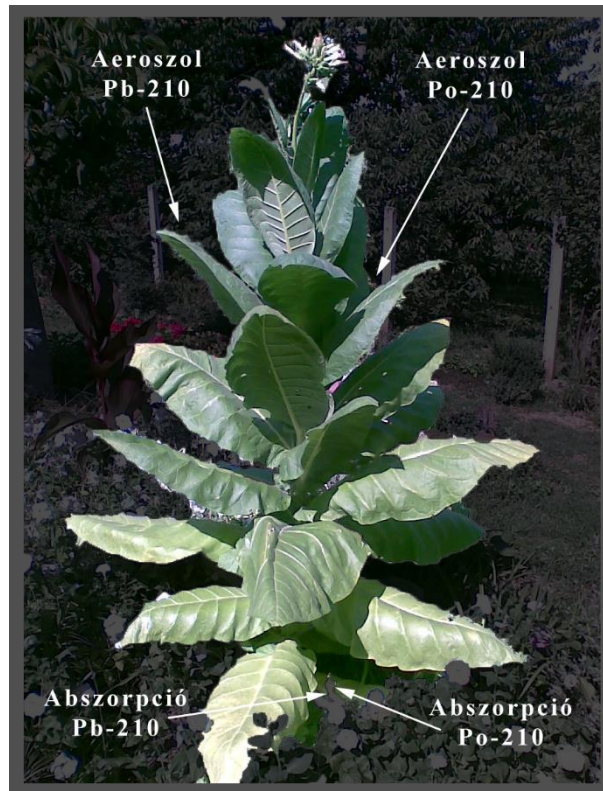
Jelen esetben, mint a többi növény esetén is, két fő bejutási útvonala lehet az izotópoknak: a gyökéren, valamint a levélfelületen keresztüli, ami kiegészíti az elsőt. Néhány növény képes a szárán keresztüli asszimilációra is. Mivel a dohánylevél nagyméretű abszorpciós felülettel rendelkezik és a felületén lévő szőrök (trichomák) (6. ábra) tovább növelik azt, ezért számos kutatás a fő bejutási útvonalnak a levélre ülepedett aeroszol radionuklid tartalmának megtapadását és felszívódását tartja [80].



6. ábra: A dohánynövény levélfelületén lévő szőrök [81]

Ezzel szemben más kutatók azt állítják, hogy a talajból a gyökéren keresztüli felszívódás lehet a meghatározó felvételi útvonal [82], mivel számos esetben mértek erősen műtrágyázott területeken nagy koncentrációt a dohánynövényben [57] [83]. A Radiokémiai és Radioökológiai Intézet korábbi kutatásai szerint a remediált uránbánya közelében a talaj- és a dohányminták Po(Pb)-210 aktivitás koncentrációja arányosan változtak [76]. A talajok kismértékű koncentráció emelkedése során a dohánylevelek Po(Pb)-210 koncentrációja is növekszik, az elején lineáris összefüggés alapján. A talajban jelenlévő alacsony Po(Pb)-210 koncentrációk mellett a karakterisztikus görbe kvázi-lineáris, azaz szoros kapcsolat mutatható

ki a talajban lévő Po(Pb)-210 koncentráció és a növény levélében mutatott szint között [84]. Így a NORM/TENORM területek dohánynövényekkel történő biomonitorozása működő módszernek tűnik a környezeti radioaktivitással kapcsolatos veszélye felismerésére [84].



7. ábra: A Po/Pb-210 lehetséges bejutása a dohánynövénybe

II. 4. 3 A dohánynövény Po(Pb)-210 bejutási útvonala

Mint már az előző fejezetben is írtam, a dohánynövényekbe két fő útvonalon történhet meg a Po(Pb)-210 felszívódása. A gyökéren keresztül, amely biztosítja a növények számára a legfontosabb tápanyagellátást valamint a levelén keresztül, amely kiegészíti az előbb említettet. Valamint egyes növények képesek a száron keresztül történő asszimilációra is [85]. A rendelkezésre álló irodalom alapján a két felvételi útvonal aránya a hivatkozott forrástól és a környezeti körülményektől függően eltérő értéket mutat.

Háromféle módon történhet a dohánynövény gyökerén keresztüli tápanyagfelvétel: a gyökér közvetlenül elérheti a tápanyagot, a tápanyag a vízzel együtt történő tömegmozgással, valamint diffúzióval jut el a gyökérhez. Ezenfelül a dohánynövények gyökerükön keresztül aktív, illetve passzív módon is képesek a tápanyagfelvételére. A passzív folyamathoz tartozik a diffúzió és az ioncsere, amely energiabefektetés nélkül, fizikai törvények alapján játszódik le. Az ionok az endodermiszig a sejt közötti járatokon, valamint a sejtfal pórusain keresztül passzív úton jutnak el.

Aktív, energiaigényes transzportfolyamat a határhártyákon való átjutás. Az ionok általában csak aktív úton tudnak áthaladni a protoplazma külső határhártyáján, valamint a plazmalemmán. Specifikus szállítók segítségével játszódik le az aktív tápanyagfelvétel, melyek lehetővé teszik, hogy a növény képes legyen ionokat felvenni koncentrációkülönbség ellenére is.

Először az ionok csere-adszorpciója zajlik, amely során a pozitív ionokat hidrogén-ionnal, a negatív ionokat hidrogénkarbonát-ionnal cseréli le. Ezt követően a dohánynövény szelektíven veszi fel a számára szükséges ionokat. Az ionok szállítása a növényi nedvekkel valósul meg. Ezután a sejteknél koncentráció különbséggel vagy aktív transzporttal jutnak a sejten belülre. Számos tényező befolyásolja a tápanyagfelvétel mértékét: a tápanyag és a toxikus anyag koncentrációja, a víz jelenléte vagy hiánya, a nem megfelelő hőmérsékleti viszonyok, a magas sókoncentráció, fény, pH, víz-levegő aránya stb.. Ozmotikusan, valamint aktívan valósulhat meg a dohány vízfelvétele. A dohánynövény a tápanyag felvétel mellett vizet is vesz fel, melynek nagyon fontos szerepe van, mert víz hiányában a tápanyagfelvétel sem valósul meg. A fényintenzitás befolyásolja a N és K igényt a fotoszintézis sebességén keresztül. A hőmérséklet növekedése a vízigény emelésével jár együtt. A kémhatás a felvehető anyagok minőségét befolyásolja. A fémek savas közegben, azaz $\text{pH} < 4,5$ mobilizálódnak, ekkor a mikrobiológiai folyamatok redukálódnak és Ca-hiány, valamint Al felesleg léphet fel. Viszont

lúgos közegben ($\text{pH} > 9,0$) nehezen vehetőek fel a tápanyagok, Ca- foszfátok keletkeznek, kisebb mértékű az anion-felvétel, megnövekszik a kation-felvétel, emellett a Mo kivételével a mikroelemek oldhatósága lecsökken. A nitrogént a gyengén savastól a gyengén lúgosig fel tudják venni a dohánynövények, viszont a foszfort csak szűkebb pH tartományban [86].

A dohánynövény levelének elsődleges feladata a légzés, valamint a fotoszintézis, ebből következik, hogy a teljes tápanyag-ellátás ezen keresztül nem valósítható meg. Viszont nagy előnye a gyökérhez képest, hogy nem csak elektrolit oldatok felvételére alkalmas. A levélen keresztül történő tápanyagfelvételt elsősorban a levél jellemzői határozzák meg, a levél felülete, kora, a kutikula vastagsága és átteresztőképessége dominál. Az intenzív anyagcsere, az adott elem hiánya gyorsítja a folyamatot, azonban a levelek állása, szőrözöttsége gátló tényező lehet. Egyes nagy levelű növények, mint pl. a paradicsom, dohánynövény csak nagyon híg oldatokat képesek felvenni. A permettrágya koncentrációja maximum 2 % lehet, mivel töményebb oldat esetén a beszáradó oldat leperzselheti a levelet. A legtöbb esetben a nitrogén pótlásra karbamidot alkalmaznak, mivel nem okoz perzselést. Nagyon eltérő a kikerülő vegyületek mozgékonyasága, például az alkáli földfémek többnyire helyben maradnak, viszont a többi fém mozgékonyabb [86].

Görögországban vizsgálták az aeroszolok nehézfém-tartalmának felszívódását eltérő növényekben, és számos esetben kimutatható mennyiségben találtak jelentős eltérést széneróművek közelében (a leveles növények esetében) [8].

Számos cikk foglalkozik a megemelkedett szennyezőanyagot tartalmazó talaj és a rajta élő növények kapcsolatának tanulmányozásával [87] [88]. A savanyú talajokon termő növényekben megfigyelték, hogy nagyobb a Cu, Pb, Cd koncentráció, mint a hasonló nehézfém koncentrációval rendelkező, de bázikus talajok esetén [8]. Ehhez hasonló összefüggés áll fenn a talajok szervesanyag-tartalma és a nehézfémek között (ez valószínűleg a huminsav koncentrációval van kapcsolatban, amely a savasságot is magyarázhatja).

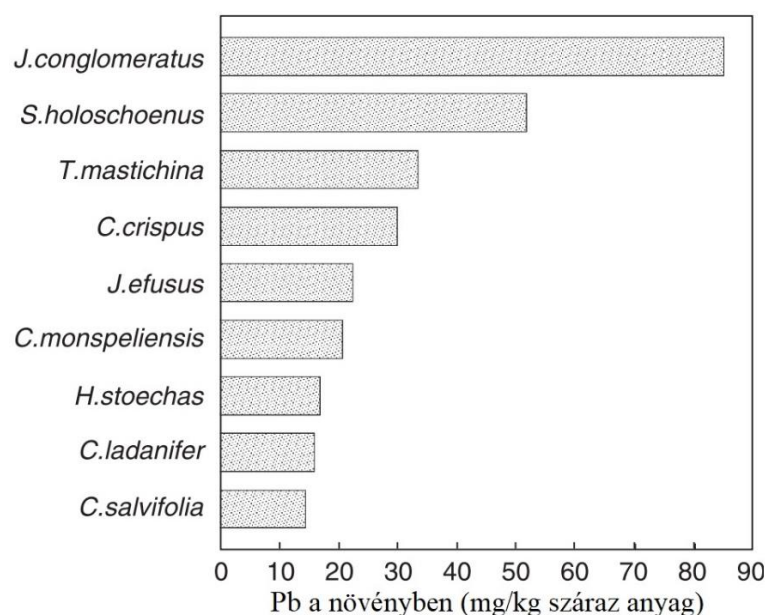
Az ólommal és polóniummal folytatott kísérletek esetében elmondható, hogy a gyökéren illetve a levélen keresztül is szívódik fel aktív izotóp. Egyes kutatások szerint, a dohány esetében minden szövetbe eljutottak a gyökéren keresztül felvett izotópok, a Pb-210 inkább a fiatalabb felső levelekben, míg a Po-210 inkább az idősebb, alsó levelekben mutatkozott nagyobb mértékben [89]. A levelekre került radionuklidok közül az ólom helyhez kötve maradt, míg a polónium a fiatal levelekből kis mértékben az idősebb levelek felé elmozgott. Hasonló következtetést vontak le mások is a dohánynövény esetében, kiegészítve azzal, hogy a növény inkább a gyökérből vett fel izotópokat, mint a levegő megemelt radontartalmából fakadó aeroszolokból [89]. Valamint eredményeikben közölték, hogy a végső radioizotóp-tartalmat nagyban befolyásolta a betakarított levelek fejlődési fázisa és kezelése. Tudósok meghatározták, hogy egyedül sem a levegőből sem a talajból nem származhat a dohánynövényben tapasztalt aktivitás [82]. Indiai kutatók viszont azt állítják, hogy a leveleken keresztül felvitt aktív ólom 90 %-a helyhez kötve maradt, viszont a polónium 30 %-át tartotta meg, de ennek a transzportja kis mértékben elindult [90]. Mások annyit adnak hozzá az eddigiekhez, hogy a foszfátos műtrágya extra radioizotóp-tartalma és a természetből fakadó N hiányos állapot is hozzájárulhat a kialakuló magasabb aktivitás-koncentrációkhoz, valamint a dohánylevél szőreirein megtapadó aeroszol-részecskék is emelik, különösen dohányzáskor, az aktivitást [91]. Más kutatók szerint a talajból történő felszívódás lehet a meghatározó [82] mivel számos esetben mértek nagy koncentrációt erősen műtrágyázott területeken [62] [83]. Az IAEA oldalán a Po-210-ről azt írják, hogy a talajoldatból való felvétele többnyire kicsi, de lerakódhat széles levelű növényekben, mint a dohány. Egy publikáció egészen odáig megy, hogy a növények nem is vesznek fel polóniumot a gyökéren keresztül, hanem az elhalt, nedves növény-atmoszféra határfelületen teszik azt [92].

II. 5. Transzfer faktor

A nehézfémek felhalmozódása a mezőgazdasági talajokban az iparosítással, valamint emberi tevékenységekkel függ össze. Például: bányászat [93], cementipar [94], energia és üzemanyag-előállítás, közlekedés [95], mezőgazdaság [96], iszap lerakás [97] és fémfeldolgozás [98] következtében kerülhetnek ki a környezetbe. A növények ionos úton veszik fel a nehézfémeket a talajból, ioncsere, redoxi reakciók, kicsapódás-oldódás stb. során. Ezek alapján elmondható, hogy a nyomelemek oldhatósága különböző tényezőktől függ, mint például a talajban lévő ásványi anyagoktól (karbonátok, oxidok, hidroxidok), a talaj szerves anyagaitól (huminsavak, fulvosavak, poliszacharidok és szerves savak), a talaj pH-értékétől, redoxpotenciáltól, tápanyagháztartástól, egyéb nyomelem-koncentrációktól a talajban, a talaj fizikai és mechanikai jellemzőitől, a talaj hőmérsékletétől és páratartalmától stb. [99].

A fémek talajban való biohasznosulása dinamikus folyamat, ami a kémiai, biológiai, valamint a környezeti paraméterek speciális kombinációjától függ [100]. A növényekben a fémek eloszlása meglehetősen heterogén, genetikai, környezeti és toxikus tényezők irányítják őket. A nehézfémek dinamikája a növény és a talaj kölcsönhatásaiban főleg a talajszennyeződés szintjeitől és a növényfajoktól függ [101]. A növényekbe a nehézfémek felszívódása a talajból a gyökérzeten keresztül, illetve a légkörből a föld feletti vegetatív szerveken keresztül történik [102].

Különböző növényfajokat vizsgáltak szennyezett bánya területeken, ahol a talajban magas koncentrációban halmozódtak fel különböző fémek: Al, As, Cu, Ni, Pb és Zn. Megállapították, hogy egyes növényfajok alacsonyabb toleranciát mutattak a mérgező fémek felvételével szemben [103].



8. ábra: Ólom felhalmozódás a São Domingos bányaterületén élő növényfajokban

Kadmium, ólom, réz és cink felhalmozódását vizsgálták különböző növényekben (pl.: kukorica, bab, hagyma stb.) szennyezett, valamint nem szennyezett területen. Megállapították, hogy a nehézfémek eltérő intenzitással halmozódnak fel a növényfajokban, valamint a transzfer faktor értéke csökkent, amikor a növények szennyezettebb talajban növekedtek [104].

Az Egyesült Államok Nukleáris Szabályozási Bizottság (NRC) egyik projektje keretén belül értékelte a radioaktív hulladékokat ártalmatlanító létesítmények teljesítményértékelésénél alkalmazott élelmiszerlánc-modellekben használt számos kulcsfontosságú paramétert. A kutatásban az USA 3 földrajzi régiójáról (DK, ÉNY, DNY) gyűjtöttek talaj- és talajvíz mintákat és elemzéseket végeztek fizikai, kémiai tulajdonságaik jellemzésére. Mivel a növény gyökerében, levelében és az állatokban a radionuklidok felvétele és viselkedése a növényekkel és az állatokkal érintkezésbe kerülő víz és talaj kémiájától függ, ezért a talaj és a növény közötti koncentráció arányokat is meghatározták. Erre a célra lucerna, kukorica és burgonya valamint a Np-237 és I-125 izotópok kapcsolatát vizsgálták. A kapott eredményeket összehangban vannak a jelenlegi irodalommal. Ezeket az élelmiszerlánc útvonal adatokat az NRC munkatársai

felhasználhatják pl. olyan személyek dózisének felmérésére, akik a radionuklidok kibocsátása által potenciálisan érintett területen élnek és dolgoznak [105].

A radioaktív hulladék ártalmatlanításának hosszú távú dózisértékelési modelljeiben fontos expozíciós útvonal az embereken keresztül történő szennyezett élelmiszerek bejutása. Ennek megállapítása érdekében Japánban 62 növény- és talajminta 40 elem TF értékét vizsgálták. Az eredmények alapján megállították, hogy a káliumnak a legnagyobb a TF értéke (2,1), ezt pedig a foszfor követi. Emellett kutatásukból kiderült, hogy a zöld zöldségek (káposzta, kínai káposzta, spenót, saláta stb.) TF-ja magasabb a többi növénynél (burgonya, hagyma, bab, borsó, paradicsom, paprika stb.) [106].

Észak-Vietnámban 8 bányászati területen vizsgálták a talaj valamint az *Acacia auriculiformis* fa (akác) Ra-226, U-238, Cs-137, Ra-228 és K-40 aktivitás koncentrációját. Ezen radionuklidok transzfer faktor szintjei eltérőek voltak. A legtöbb helyen a Cs-137 és a Ra-228 esetén figyelték meg a legmagasabb TF értéket, míg a Ra-226 és U-238 esetén a legkisebbeket [107].

Vizsgálatot végeztek Norvégiában a talaj természetben előforduló radioaktív anyagaiból (Th-232, U-238 és leányelemeik) a vadon élő növényfajokra történő átvitelére, hogy értékeljék a környezeti hatásokat egy Th-232-ban gazdag- és NORM bánya területen. Kilenc vadon élő növényfajban határozták meg a szövetkoncentrációkat, a transzfer faktorokat és a sugárterhelési dózisokat. Magasabb aktivitás koncentrációkat mértek a NORM területen növekedett növények szöveteiben, mind a Th-232-ban gazdag helyekhez, mind a referencia helyhez viszonyítva [108].

A talaj, fű és növény természetben előforduló és antropogén radionuklidok aktivitás koncentrációját vizsgálták Bangladesben, hogy meghatározzák a TF értékeket. Megállapították, hogy a növények ágaiban magasabb a radionuklid koncentráció, mint a növény levelében.

Valamint, hogy a növények esetében a talaj – ág közötti transzfer faktor értékei magasabbak, mint a talajból a levelekbe [109].

Egyes kutatók arról számoltak be, hogy a nehézfémek felhalmozódása eltérő a különböző növényfajtákban [110], a növényi szervekben [111] és a szövetekben [112], valamint növények korától is függ [113].

A fémek transzmisszióját a talajból a növényi szövetekbe általában, a transzfer faktoral (TF) adják meg. A transzfer faktor a növény szöveiteiben lévő nehézfém koncentráció, valamint a talajban lévő nehézfém koncentráció aránya [114] [115]:

$$TF = \frac{C_{növény}}{C_{talaj}}$$

ahol:

$C_{növény}$: a növény szöveiteiben lévő fém koncentráció [mg/kg] friss tömegre

C_{talaj} : fém koncentráció a talajban [mg/kg] száraz tömegre

A magasabb TF értékek (≥ 1) a fém magasabb abszorpcióját jelzik a talajból a növénybe, és a nagyobb megfelelést a fito-extrakcióra és a fitoremediációra. Ezzel szemben az alacsonyabb értékek azt mutatják, hogy a növény kevésbé képes a fém abszorpciójára, így a növény nagyobb valószínűséggel alkalmas emberi fogyasztásra [116]. Több felvételi útvonal esetén ez az arányszám a látszólagos transzfer faktort fogja megadni, és már nem feltétlenül lesz a talaj-növény felvételi útvonalat jól jellemző érték.

A fémek elérhetősége szempontjából a növények számára meghatározó a növények mikro-tápanyag igénye és a toxikus elemek abszorpciójának és kiválasztásának a képessége. Ez a képesség változó, a növények fajtájától és azok környezethez való alkalmazkodásától is függ. Ezek alapján a növények 3 csoportba oszthatók: kizáró, indikátor és felhalmozó növényekre.

Egyes gyógynövények kevesebb fémot szívnak fel, mint a gyorsan növő növények, például saláta, spenót, sárgarépa és dohány [117].

A különböző növényi részek különböző mennyiségű nehézfémeket tartalmaznak. Gyakran a legnagyobb mennyiség a gyökérben és a levélben halmozódik fel, a legkisebb mértékben pedig a gyümölcsökben és a magokban akkumulálódnak. Például az ólom maghájban való felgyülemelése egyfajta védelmi folyamat a mag középső részében (embrió) történő magas ólomkoncentráció nem kívánatos hatásai és az ólom akkumulációja ellen. A legnagyobb össztömegű magok akkumulálják a legkevesebb Pb tartalmat az embrióban és az endospermiumban (magfehérjében) [118]. A gyökerek vizsgálata betekintést nyújthat a talaj nehézfém-szennyezettségének mértékébe, míg a levelek vizsgálata az atmoszféra szennyezettségére utalhat, különösen nagy levélfelülettel rendelkező növények esetén.

II. 6. Szálló por

A levegőben finoman elosztatott szilárd és / vagy cseppfolyós részecskék kolloid diszperz rendszere a légköri aeroszol (PM - particulate matter). Az aeroszol részecske mérete 2 nm -100 µm között lehet. Azon aeroszol részecskék halmazát, mely hosszú ideig képes a levegőben maradni szálló pornak nevezzük. Az emberi egészség szempontjából főleg a 10 µm-nél kisebb részecskék jelentősek (PM₁₀), mivel az ennél nagyobb részecskék már a felső légutakban kiszűrődnek és így nem kerülnek a tüdőbe [119].

A szálló por mennyiségét általában a 10 µm-es aerodinamikai átmérőnél kisebb részecskék összességével jellemezzük. Ezen belül megkülönböztetünk durva és finom méretfrakciót. A durva méretfrakció 10 és 2,5 µm közötti átmérőjű részecskék összessége (jelölése: PM_{10-2,5}), míg a finom méretfrakciót 2,5 µm-nél kisebb átmérőjű részecske jellemzi (jelölése: PM_{2,5}) [119]. A durva részecskék főleg a szárazföldek felett, a felszín aprózódásával létrejövő erózió által jönnek létre, és ennek következtében elsősorban kőzetalkotó elemeket tartalmaz, mint például Si, Ca, Fe, Al, Mg és K. Egészségügyi hatása csak nagyobb koncentrációban jelentős, például a bányászoknál szilikózist okozhat. A finom részecskék a levegőben keletkeznek, gázfázisú kémiai reakciók termékeinek vagy égéstermékeknek

(gőzöknek) a kondenzációjával. Városi közegben főképp az emberi tevékenységekhez kapcsolódó folyamatokból fakadnak, ilyen például: kipufogógázból, erőművi kibocsátásból, személtégetésből. A finom részecskék kémiai összetétele nagyon különféle, ammónium-szulfátot, -nitrátot, szerves vegyületeket, valamint kormot tartalmaznak nagy arányban [119]. A részecskék egy része közvetlenül kerül a levegőbe, ezeket elsődleges részecskéknek nevezzük. A másik része az ember által kibocsátott elővegyületekből, gázokból keletkeznek (másodlagos részecskék). A légköri aeroszol részecskék össztömegének 86 %-a természetes eredetű [120]. A természetes forrásból eredő elsődleges részecskék: az óceáni környezetben a tengeri só, a szárazföldi környezetben a talajerózió, a kőzetek mállása és a szél által keletkező por, vulkáni hamu, illetve az ún. bioaeroszol részecskék (pollen, spórák stb.).

Az aeroszol részecskék légköri tartózkodási idejét nagyban befolyásolja a méretük. Ekkor méret szerinti csoportosításuk is valamelyest eltér:

- 0,1 μm -nél kisebb átmérőjű részecskék (ultra finom): az egymással egyesülés, koaguláció, vagy turbulens diffúzió révén száraz ülepedés hatására csökken a koncentrációjuk a légkörben.

- 0,1 – 10 μm közötti átmérőjű részecskék (finom): a nyelő folyamatok sebessége kisebb, ezért ezek tartózkodási ideje a legnagyobb.

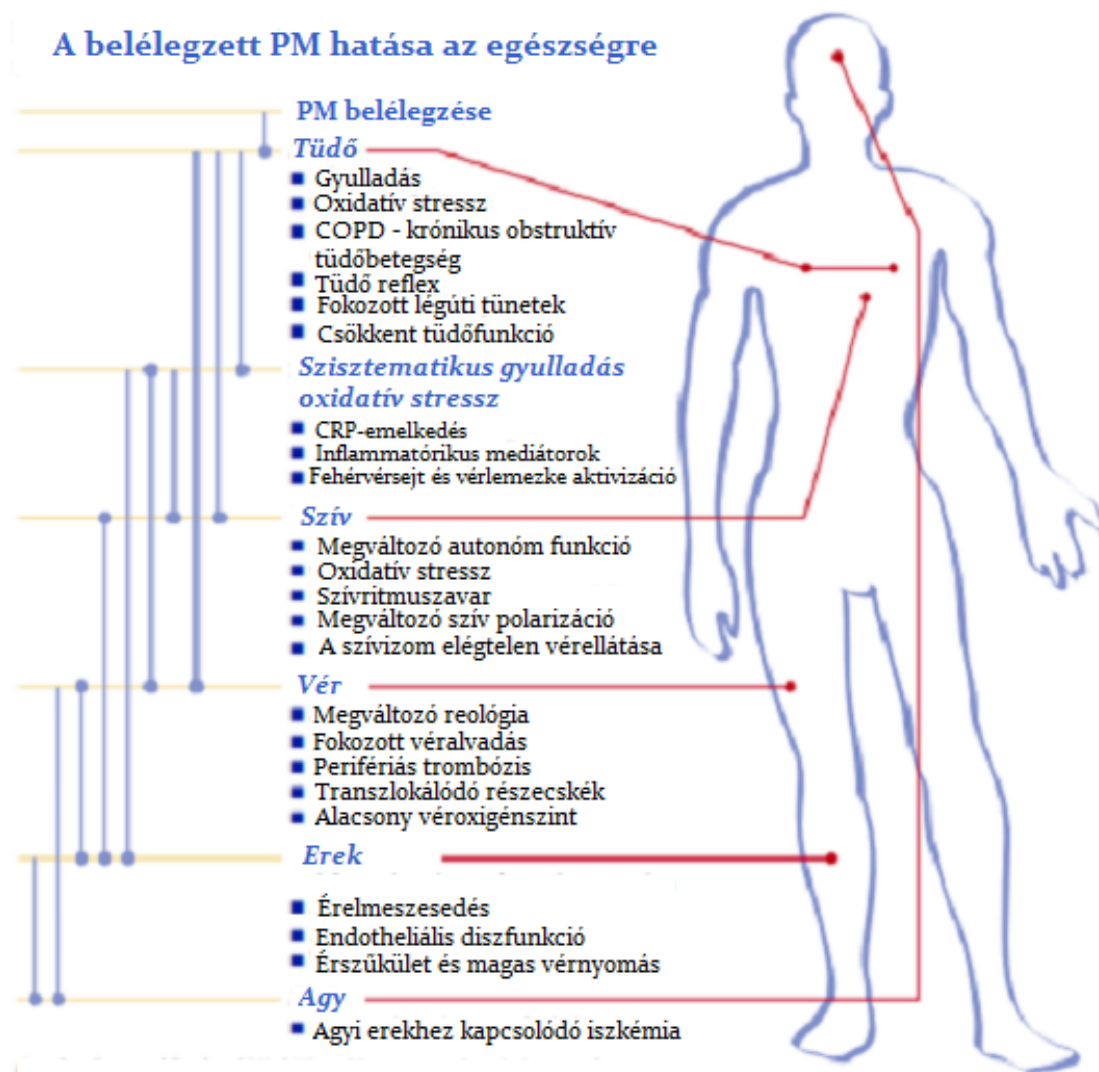
- 10 μm -nél nagyobb átmérőjű részecskék (durva): számukat a gravitációs ülepedés redukálja, így a tartózkodási idejük a légkörben csupán néhány óra [119].

II. 6. 1 Szálló por emberre gyakorolt hatása

Az aeroszol részecskék főleg belégzéssel kerülnek az emberi szervezetbe. Az ultra finom [121] [122], a finom [123] valamint a durva [124] részecskékkel kapcsolatban is egészségkárosító hatást mutattak ki. Megállapították, hogy a PM10 méretfrakciójú aeroszol tömegkoncentrációjának 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ emelkedése átlagosan 0,3-0,6 %-kal növeli meg a napi halálozások relatív kockázatát [125].

Más kutatócsoportok hasonlóképpen megállapították, hogy ha a PM_{2,5} méretfrakciójú aeroszol tömegkoncentrációja 10 µg/m³ értékkel megemelkedik, akkor ez átlagosan 4 % többletet produkál a napi halálozások várható számát illetően [126].

Egészségügyi szempontból a 10 µm (túljutnak a garaton, 4 µm alattiak bejutnak a tüdőbe) illetve a 2,5 µm (a 2,5 µm átmérőjű és kisebb részecskék már egyáltalán nem, vagy nehezen ürülnek ki a tüdőből) határnak van jelentősége.



9. ábra: A belélegzett szálló por emberre gyakorolt hatása [127]

II. 6. 2 Szálló por problémák a vörösiszapkatasztrófa idején és azt követően

Ebben a fejezetben részletesen, hogy milyen problémákat okoz a szálló por, illetve hogyan hat az emberi szervezetre.

II. 6. 2. 1 Szálló por problémák a vörösiszapkatasztrófa idején

A katasztrófa következtében kiömlött vörösiszap rövid időn belül kiszáradt a napos időnek köszönhetően. Ennek következtében a száraz iszap finom eloszlású szemcsés pora már kis légmozgás hatására is reszuszpenzálódott és elkezdett terjedni.

2010. októberétől mérték a havária által érintett települések PM10 koncentrációját, novemberétől pedig elkülönítve mérték a PM2,5 mennyiségét.

Az adatok számottevő ingadozást mutattak a szálló por szennyezettségre. 2010. október és 2011. április között többször a mért értékek túllépték az $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ határértéket az átlag PM10 szennyezettségre vonatkoztatva [12].

Ezen időszakban egy felmérést is készítettek, ahol 10-10 ajkai, kolontári és devecseri általános iskolás gyerektől vettek vizeletmintát, és vizsgálták a kadmium, nikkel, arzén, kobalt, vanádium, valamint króm koncentrációkat. A kutatási eredményből kiderült, hogy az exponált (Kolontár, Devecser) és a nem exponált (Ajka) területekről vett minták között statisztikailag jelentős eltérést tapasztaltak [128]. Emellett az Országos Környezetegészségügyi Intézet megállapította a helyi háziorvosok által jelentett adatokból, hogy a légúti megbetegedések és a szállópor koncentráció növekedése között szignifikáns összefüggés írható le. Devecserben, Kolontáron valamint Ajkán a gyerekek esetében szintén jelentős összefüggést tapasztaltak az asztmás rohamok gyakorisága, és az előtte lévő héten mért PM10 koncentráció között. Felnőtteknél ugyanez mondható el, a bronchitis és a pneumónia tünetei jelentkeztek a megelőző héten mért megemelkedett PM10 koncentráció következtében a környező településeken [129].

II. 6. 2. 2 Szálló por problémák a vörösiszapkatasztrófa után

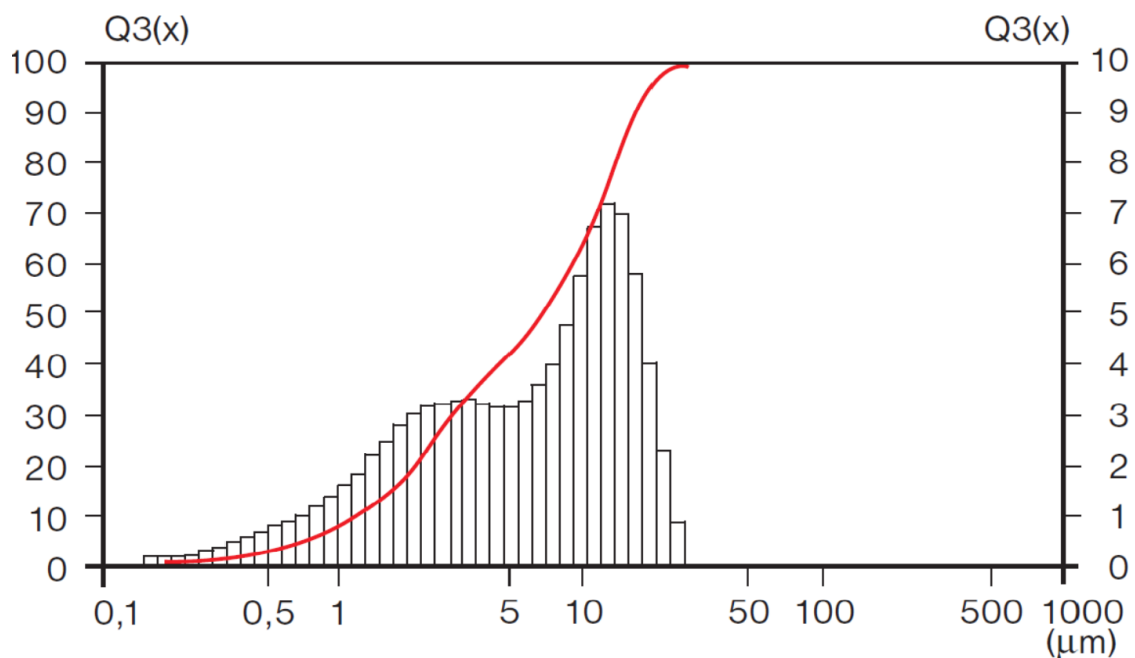
A technológia váltás (nedvesről szárazra, 2011 február 28-án), valamint a szennyezést elszenvedett területekről a IX-es tározóba visszahordott vörösiszap a száraz, szeles időjárás következtében kiszáradt és a szeles időjárás miatt a vörösiszap NaOH tartalmú pora ellepett több dunántúli (északi és középső részen lévő) települést is.

A problémák fő oka, hogy a vörösiszap szemcseméret nagy része (94,7 %-a) 20 μm alá esik, és több mint 68 %-a 20 μm alatti, ami a legveszélyesebb frakciónak számít a belégzés szempontjából.

3. táblázat: A vörösiszap szemcseméret-eloszlása

Részecskeméret [μm]	Vörösiszap [m/m %]
> 125	2,1
80-125	0,7
63-80	2,0
30-63	0,3
20-63	0,2
< 20	94,7 (>68 %-a 10 μm alatti)

A Pannon Egyetem Radiokémiai és Radioökológiai Intézet munkatársai egy Fritsch Analysette 22 típusú berendezéssel mérték a 20 μm alatt frakció az eloszlását (10. ábra) [130].



10. ábra: A vörösiszap szemcseméret eloszlása

Az ábráról jól leolvasható, hogy a szálló por jelentős része 10 μm alatti frakció (> 68 %), ami az a mérettartomány, amely belélegezhető és így az emberi egészségére

kockázatos lehet. A 2,5 μm alatti frakció is számottevő, így felléphet a tüdőbe bejutó és hosszabb-rövidebb ideig a tüdőben maradó részecskék miatt a megnövekedett sugárterhelés lehetősége is.

Ennek megismerése érdekében az UNSCEAR kiadvány ajánlásának megfelelően a hosszú felezési idejű radionuklidokkal kell számolni a sugárterhelést. Figyelembe véve a 7300 $\text{m}^3/\text{év}$ légzésteljesítményt (felnőttekre vonatkozik), valamint a szabadban töltött idő 0,2-es faktorát, 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ vörösiszap porkoncentráció 36 nSv/év lekötött effektív dózist eredményez. Ez, ha a jelenlegi porkoncentráció adatokat vesszük figyelembe 1,2 nSv/év-lekötött effektív dózist eredményez. A területen dolgozók esetében (1,2 m^3/h légteljesítmény, 2000 óra/év munkaidő, belégzés 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ vörösiszap porkoncentrációval számolva) 59 nSv/év lekötött effektív dózis becsülhető. Ebből következik, hogy a lakosságra vonatkozó évi 1 mSv dóziskorlátot 16,9 mg/m^3 vörösiszap porkoncentráció belégzése esetén érnék el, aminél a tényleges terhelés nagyságrendekkel alacsonyabb. Ezen adatok alapján elmondható, hogy a belélegzett por okozta belső sugárterhelés minimális [130] [131].

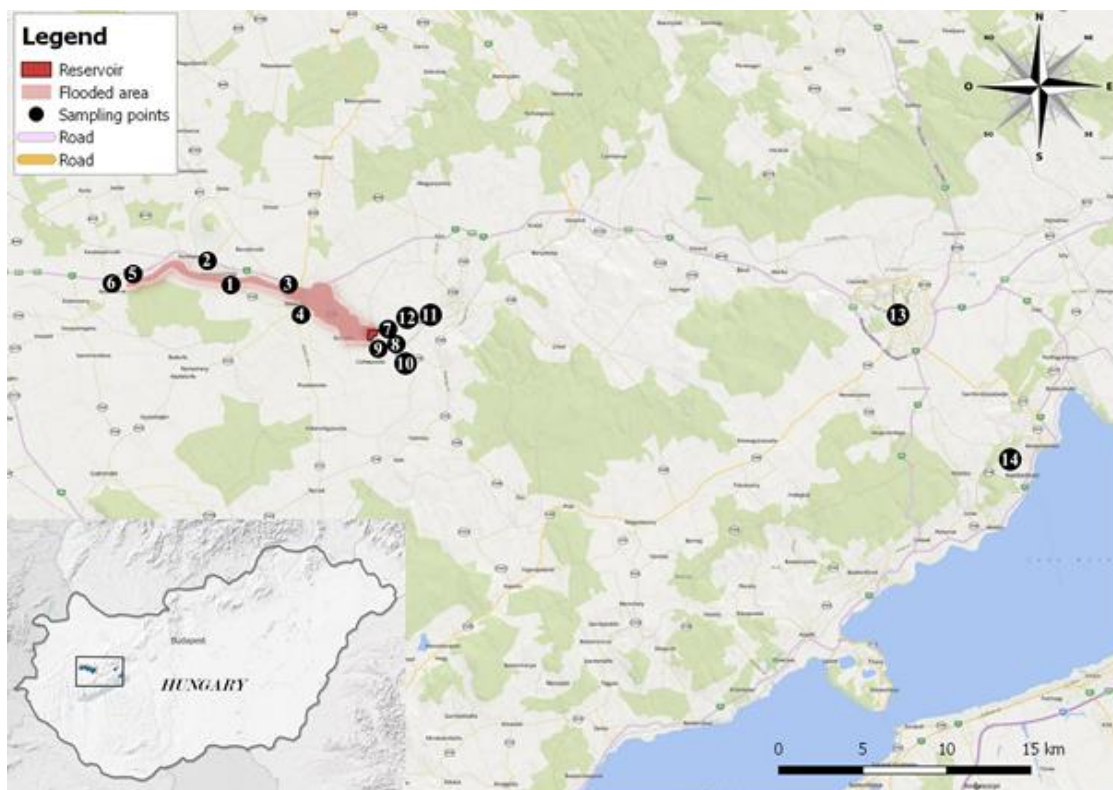
IV. MÉRÉSI MÓDSZEREK

III. 1. Po(Pb)-210 koncentrációjának alfa-spektrometriás meghatározása

III. 1. 1 Kísérleti minták termesztése

Dolgozatomban 2011-ben, 2012-ben és 2014-ben az ajkai vörösiszap tározó környékén (6 mintavételi pont), a katasztrófa sújtotta szennyezett, de remediált (3 mintavételi pont), valamint a katasztrófa sújtotta települések nem szennyezett területein (3 mintavételi pont) természetem dohánynövényeket (minden mintavételi pontra 4 db dohánynövényt ültettem). A VI-X. vörösiszap tározóktól 50, 100, 200, 1000 m-re, valamint az I-V. és a VI. tározóktól északra fekvő két utcában (Ajkán), és Devecser, Somlóvásárhely, Túskevár településekhez tartozó területekre ültettem ki a bioindikátorként alkalmazott dohánypalántákat. Emellett két kontrol területem is volt, Veszprém és Balatonalmádi.

A mintavételi pontokat a 11. ábrán mutatom be, a termesztési helyek GPS koordinátáit a 4. táblázatban összesítettem.



11. ábra: Mintavételi pontok

4. táblázat A minták származási helye és GPS koordinátái

Minta helye	származási	Minta száma	GPS LON	GPS LAT
Somlóvásárhely remediált		1	47° 11'36,90"	17° 38'89,22"
Somlóvásárhely nem szennyezett		2	47° 12'38,41"	17° 37'16,21"
Devecser remediált		3	47° 10'99,18"	17° 43'31,01"
Devecser nem szennyezett		4	47° 09'69,19"	17° 44'48,05"
Tüskevár remediált		5	47° 07'04,57"	17° 18'55,57"
Tüskevár nem szennyezett		6	47° 07'01,88"	17° 18'36,41"
Tározótól 50 m-re		7	47° 08'25,43"	17° 50'40,84"
Tározótól 100 m-re		8	47° 08'20,68"	17° 50'40,32"
Tározótól 200 m -re		9	47° 08'13,67"	17° 50'40,39"
Tározótól 1000 m -re		10	47° 07'82,47"	17° 51'45,96"
Ajka nem szennyezett		11	47° 09'53,41"	17° 52' 41,94"
Ajka nem szennyezett		12	47° 09'44,21"	17° 52' 92,84"
Veszprém		13	47° 09'69,00"	17° 90' 92,06"
Balatonalmádi		14	47° 01'86,79"	17° 99' 57,06"

III. 1. 2 Mintagyűjtés

A dohánynövények kiültetése minden évben tavasszal (áprilisban) történt, begyűjtésükre pedig ősszel (szeptemberben) került sor.

A kifejlett dohánynövényeket megfogtam a száránál fogva gyökerestül emeltem ki a talajból. A gyökerén (gyökér szélessége és mélysége kb.: 30 cm) maradt talajt megtisztítottam a szerves komponensektől (más növényi, illetve állati maradványoktól). A növény gyökérszónájából vett talajt (a mintavételt az MSZ 1398; 1998.03. szabványban leírt szakmai

követelmények szerint végeztem el) egy polietilén zacskóba morzsoltam (1,5-2 kg/ talaj), a növényt pedig egy másik műanyagzsákba helyeztem. A zsákokat mintaazonosítóval látam el, amely tartalmazta a mintavétel helyét, idejét, majd a laboratóriumba szállítottam.

III. 1. 3 Mintaelőkészítés

Az Intézetbe szállított dohánynövényről leszedtem a leveleket (növényenként 5 alsó levél) és a polónium koncentráció csökkentésének elkerülése érdekében viszonylag alacsony hőmérsékleten (a polónium már 55 °C-on 45 óra alatt a teljes mennyiségének felére szublimál), [132] szárító készülékkel 35 °C-on 8 órát szárítottam. Ezt követően a száraz mintákat kávédarálóval őröltem, a homogén minta előállítása érdekében. A mintákat egy éven át szobahőmérsékleten tároltam 50 %-os nedvességtartalom mellett, hogy a Pb-210/Po-210 között beálljon a szekuláris egyensúly.

A talajmintákat 40 °C-os szárítószekrényben tömegállandóságig szárítottam (24 h) [133]. A légszáraz talajmintákat dörzsmozsárban finom szemcsékre porítottam, majd 200 µm-es szitán átszitáltam (a kémiai roncsolásos feltárás határfokának növelése érdekében).

A homogén mintavétel érdekében a mintákat alaposan összekevertem, majd a kúpozás és a negyedelés módszerével vettem a reprezentatív részmintákat (~2 g) [134] [135].

III. 1. 4 Alfa-spektrometria forráskészítése, mérése

A forráskészítéshez Po-209 nyomjelzőt használtam, amelynek a mintához adott aktivitása nagyságrendileg meg kell egyezzen a várható Po-210 aktivitásával [136].

III. 1. 4. 1 Kombinált savas feltárás

Az alfa-forrás készítéséhez kalibrált analitikai mérlegen, széles szájú 50 mL-es Erlenmeyer lombikba bemértem körülbelül 2 g légszáraz dohány/talajmintát, melynek feljegyeztem a pontos tömegét. Kalibrált pipetta segítségével 50 µL $1,5747 \pm 0,0072$ Bq/mL

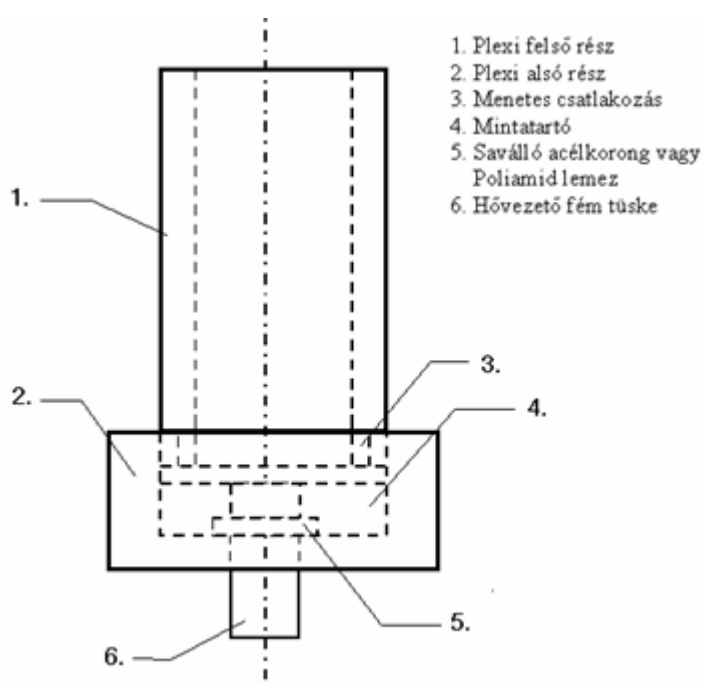
koncentrációjú Po-209 nyomjelzőt adtam a mintákhoz, a kémiai kihozatal meghatározás érdekében, amely nagyságrendje megegyezik a várható Po-210 koncentrációval. A várható nagyságrend korábbi kísérletek alapján már ismert volt. Ezután mérőhengerrel kimért 25 mL 65 %-os, analitikai tisztaságú HNO₃-at öntöttem a mintákra a szervesanyag-tartalom elroncsolása érdekében [76]. A felhabzás csökkentése érdekében üvegbottal folyamatosan kevergettem, amíg a habzás teljesen meg nem szűnt. A habzás befejeztével a lombikokat fűtőlappra helyeztem. Az oldatok hőmérsékletét hőmérővel ellenőriztem. A savas feltárás alatt az oldatok hőmérséklete 55-65 °C között ingadozott. A savas elegyet közel szárazra pároltam, azaz kb. 4-5 mL folyadék mindig maradt a lombik alján. Erre a polónium elillanásának, ezáltal a hatások romlásának elkerülése miatt fontos odafigyelni. (Az oldatot teljesen szárazra párolva jelentős a veszteség.) A megfelelő bepárlást követően a mintát levettem a fűtőlapról, és megvártam, amíg az oldat szobahőmérsékletre hűlt. Ezután ismét 25 mL cc. HNO₃-at öntöttem hozzá és megismételtem a fent leírtakat. Ezt a folyamatot még egyszer elvégeztem. A szerves anyag elroncsolását követően 25 mL cc. HCl-at adtam az oldatokhoz a leválasztást zavaró nitrát ionok jelenléte miatt, valamint pár csepp H₂O₂-ot a maradék szerves anyag teljes elroncsolása érdekében, és szintén az előzőekben már leírt módon bepároltam és még kétszer megismételtem ezt a lépést is. Végül háromszor 25-25 mL ultratiszta vízzel pároltam be a mintákat a sósav koncentráció csökkentése érdekében.

III. 1. 4. 2 Törzsoldat készítés

A szobahőmérsékletre hűlt oldatot ultratiszta víz segítségével többször átmostam egy 100 mL-es mérőlombikba. Az esetlegesen a lombik falán megtapadt ionok eltávolítása érdekében 0,5 M sósavval áttisztítottam az Erlenmeyer lombikot, és ezt az oldatot is a mérőlombikba öntöttem [137]. Végezetül a mérőlombikot jelig töltöttem ultratiszta vízzel, és jól összeráztam a megfelelő homogenitás elérése érdekében.

III. 1. 4. 3 Forráskészítés spontán depozíciós eljárással

A legfontosabb és legnehezebb feladat az alfa-spektrometriában a megfelelően vékony és egyenletes eloszlású forrás létrehozása. Ez azért nagyon lényeges, mert már pár mikrométer vastagságú forrás önabszorpciója is számottevő felbontás, valamint hatásfok romlást eredményez [138]. A polónium mérésre egy jól bevált forráskészítési műveletet használtam, amely azon alapszik, hogy a Po(IV) ionok híg sósavas oldatból Cu, Ag vagy Ni fémekre spontán leválaszthatók a fém felületre [139] [140]. A méréseimhez magas nikkel tartalmú saválló acéllemezt alkalmaztam.

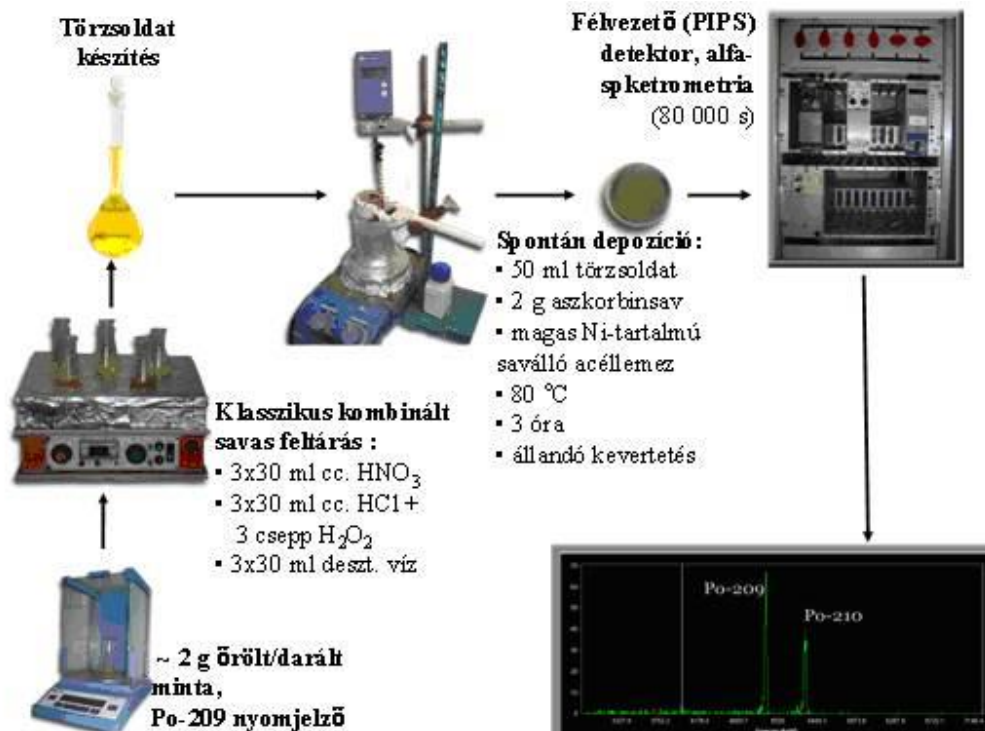


12. ábra: Spontán depozíciós készülék sematikus ábrája

A védőfóliát eltávolítottam a Ko 33 MSZ 9-11 % nikkel- króm tartalmú 5 mm vastag, 18,8 mm átmérőjű saválló acéllemez felületéről. Alkohollal alaposan letisztítottam a szerves (ragasztó, zsír) nyomokat. A korongot szobahőmérsékleten megszárazítottam. Ez idő alatt egy főzőpoharat alufóliával befedtem a jobb hőmegtartás érdekében, majd ultratiszta vizet öntöttem bele. Az aljára helyeztem egy mágneses keverőt. Fűtőlapra tettem és termosztát segítségével a víz hőmérsékletét 80 °C-ra állítottam. A megtisztított korongot a polírozott felületével felfelé befogattam a depozíciós készülékbe, majd ellenőriztem, hogy szivárgásmentes-e a

berendezés. A megfelelően összeállított depozíciós készülék aljába egy mágneses keverőt helyeztem, és óvatosan 50 mL vizsgálandó oldatot öntöttem bele. A jelenlevő Fe(III) ionok redukálása érdekében hozzáadtam ~0,5 g aszkorbinsavat az oldathoz [141] [142]. Végezetül a termosztát által ellenőrzött 80 °C-os vízfürdőbe helyeztem a depozíciós készüléket és 3 órán keresztül kevertetem az oldatot.

Három óra elteltével a depozíciós készüléket kiemelttem a vízfürdőből, hagytam lehűlni. Ezután a berendezésből kiöntöttem az oldatot, majd a korongot óvatosan letisztítottam ultratiszta vízzel. Szétszedtem a készüléket, csipesz segítségével kiemelttem a korongot és szobahőmérsékleten hagytam megszáradni.



13. ábra: Po-210 mérése a mintákban

III. 1. 4. 4 Mérés alfa-spektrométerrel:

Alkalmazott mérőrendszerek:

- Ortec Soloist alfa-spektrométer,
- Tennelec TC 256 alfa-spektrométer,

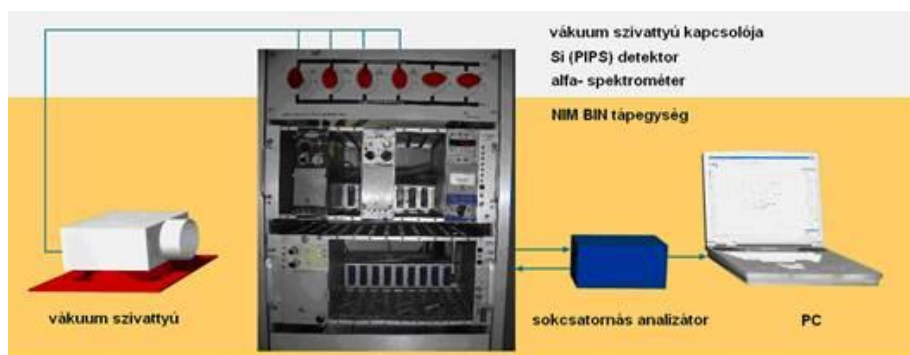
- Canberra Model 7401 alfa-spektrométer,
- Eurisys Measures 7184 alfa-spektrométer,
- Silane 9302 sokcsatornás kártya analizátor.

A méréshez szükséges 27 Pa vákuumot egy Ilmvac-PK2 szivattyú segítségével állítottam elő és EMCA 2000 szoftverrel végeztem a spektrumok kiértékelését.

Az Amersham cég által készített, és az Országos Mérésügyi Hivatal révén hitelesített Pu-239-et, Am-241-et és Cm-244-et tartalmazó hármassal végeztem el a mérőrendszer kalibrálását. A spektrumokat 3 x 100 s –ig vettem fel. A detektorok hatásfokát pedig Am-241 forrással 60 s-ig mértem. A háttér mérést 200 000 s-ig végeztem, az előkészített vékony felületű forrást 80 000 s-ig mértem vákuumban, félvezető PIPS detektoros alfa-spektrométerrel.

Az Ilmvac-PK2 vákuumszivattyú elindításával kezdtem a kalibrálást, valamint a méréseket. Kinyitottam a mágnes szelepeket és beállítottam a PUMP állásba a kamrák kapcsolóit. 40,1 V-ra állítottam be a detektorokra jutó feszültséget. Ha a vákuum eléri a 27 Pa-t, csak akkor engedí a nagyfeszültséget a detektorokba a kamrák elektronikája. A számítógépben lévő Silena 9302 típusú kártya-analizátorra vezetem a kamrákból kijövő jelet, majd a kapott spektrumok kiértékelést az EMCA 2000 szoftverrel végeztem.

A mintákat ugyanolyan távolságra tettem a detektortól, mint a kalibráló forrást, így biztosítva az azonos geometriát.



14. ábra: Félvezetős PIPS detektoros alfa-spektrométer vázlata

III. 1. 5 Po-210 aktivitás koncentráció számítása

A dohánylevelek és a talajminták polónium aktivitás koncentrációját az alábbi képlettel

számoltam [136]:

$$A_M = \frac{C_T * V_T * \left(\frac{I_{\text{ÖM}} - I_{\text{HM}}}{I_{\text{ÖT}} - I_{\text{HT}}} \right)}{m} * P_T * P_M * f_1 * f_2 * f_3$$

Ahol:

A_M : a minta Po-210 aktivitás koncentrációja (Bq/g)

C_T : a nyomjelző izotóp aktivitás koncentrációja (Bq/mL)

V_T : a nyomjelző izotóp térfogata (mL)

$I_{\text{ÖM}}$: a Po-210 mintából származó intenzitása = $\frac{B_{\text{ÖM}}}{t_m}$ (cps)

$B_{\text{ÖM}}$: a Po-210 mintától származó beütésszáma (beütés)

t_m : a minta mérési ideje (s)

I_{HM} : a Po-210 háttértől származó intenzitása = $\frac{B_{\text{HM}}}{t_h}$ (cps)

B_{HM} : a Po-210 háttértől származó beütésszáma (beütés)

t_h : a háttér mérési ideje (s)

$I_{\text{ÖT}}$: a Po-209 mintából származó intenzitása = $\frac{B_{\text{ÖT}}}{t_m}$ (cps)

$B_{\text{ÖT}}$: a Po-209 mintától származó beütésszáma (beütés)

I_{HT} : a Po-209 háttértől származó intenzitása = $\frac{B_{\text{HT}}}{t_h}$ (cps)

B_{HT} : a Po-209 háttértől származó beütésszáma (beütés)

m : a bemért minta tömege (g) = (minta + mintatartó tömege) – mintatartó tömege

p_T : a Po-209 izotóp kiválasztott csúcsának alfa-hozama = 1

p_M : a Po-210 izotóp kiválasztott csúcsának alfa-hozama = 1

f_1 : a Po-210 bomláskorrekciós faktora a mérés ideje alatt

f_2 : a Po-209 bomláskorrekciós faktora a kalibrálástól a mérésig

f_3 : a Po-209 bomláskorrekciós faktora a mérés ideje alatt

Az eredmények hibájának megadásához a Holmes által meghatározott, környezeti minták alfa-spektrometriai analíziséhez használatos számítási módszert alkalmaztam [143].

Méréseim során a minimálisan detektálható aktivitás (MDA) 0,86-1,91 mBq között mozgott 95 %-os konfidencia értékkel [144].

III. 2. Radon-koncentráció és aeroszol összefüggése, valamint az időjárási paraméterek befolyásoló hatása

III. 2. 1 Radon és aeroszol mérés

III. 2. 1. 1 Mintavétel

2012-ben és 2014-ben radon mérést végeztem a szennyezett területeken az 1, 3, 8, 9 és 12 mintavételi pontokon. A nem szennyezett területeken pedig a 4, 11 számúaknál. A dohánynövény közvetlen közelében 0,6 m magasságban 1 db BARYOTRAK (Fukuvi Chemical Ltd., Japán) gyártmányú 1 cm × 1 cm × 0,1 cm CR-39 (poliallil-diglikol-karbonát) detektort helyeztem el radon áteresztő NRPB (National Radiological Protection Board) tokba. A mérési idő ~ 6 hónapig, azaz a dohány kiültetésétől, a begyűjtéséig tartott. A többi mintavételi ponton technikai okok miatt nem tudtam megvalósítani a levegő Rn-222 mérését.

III. 2. 1. 2 Mintagyűjtés

A CR-39 detektorokat a dohánynövényekkel együtt gyűjtöttem be. A mintavételi ponton azonosítóval elláttam őket, majd a további radon expozíció elkerülése érdekében alufóliába csomagoltam és a laboratóriumba szállítottam a detektorokat.

III. 2. 1. 3 Mérés menete

A beszállított CR-39 nyomdetektorok tokjait kinyitottam, csipesszel óvatosan kiszedtem a CR-39-es detektorokat és rögzítettem őket egy rácsos elrendezésű tartóba. A tartókat belehelyeztem egy 6 M-os NaOH oldatot tartalmazó téglalap alapú maratókádba. A kádat pedig elhelyeztem a maratórendszerben. A készülék automata

hőmérséklet szabályzóval rendelkezik, keverése keverőszál bevezetésével megoldott, aminek sebességét fordulatszám szabályzóval lehet állítani.



15. ábra: NRPB tok, CR-39 nyomdetektor, rácsos rögzítő, marató (1: fordulatszám szabályzó, 2: hőmérséklet-szabályzó, 3: keverőszár, 4: maratókád)

A maratást 90 °C-on 3 órán keresztül végeztem [145], hogy elérjem a kiértékeléshez szükséges optimális nyom átmérőt (40-60 μm). A maratás befejeztével kiemeltem a tartókat, ultratiszta vízzel, majd alkohollal lemostam a detektorok felületéről az esetleges lúgmaradványokat.

Ezt követően szkennel segítségével kiértékeltem a detektoron található nyomokat [146]. Az eljárás során a detektor felületét szkenneltem be, majd a beszkenelt képet a program átkonvertálta egy monokróm képpé, ahol kiválasztottam az értékelési területet, és a készülék összegezte a számolt nyomokat. A fényvisszaverő és a transzmissziós módon készített képeket az Image Analyzer (IMAN) segítségével értékeltem ki. A detektorok automatikus kiértékelését pedig az Integrál Detektor Kiértékelő Rendszer (IDES) segítségével végeztem el.



16. ábra: Rn-222 mérés és kiértékelés folyamata

III. 3. Rádium mérés

III. 3. 1 Mintavétel

2014-ben a talajminták rádium aktivitás koncentrációjának meghatározását is elvégeztem a szennyezett 1, 3, 5, 7 és 9 mintavételi pontokon, valamint a nem szennyezett területeken a 4, 6, 11 és 12 ponton. A méréseimhez a növény gyökérszónájáról lemorzsolts talajt használtam fel.

III. 3. 2 Mintaelőkészítés

A III. 1. 3 fejezetben leírt módon előkészített talajmintákat fóliával kibélelt 600 cm³ Marinelli-geometriájú, alumínium mintatartóba tettem, légmentesen lezártam teflonszalaggal körbetekert sűrű menetes fedéllel, majd minimum 27 napra elraktam, hogy a Ra-226 és a Rn-222 rövid felezési idejű leányelemei között a szekuláris egyensúly beálljon. Ekkor a leányelemek aktivitása megegyezik az anyaelemével, ezért az anyaelem koncentrációja meghatározható a leányelemeken keresztül.

III. 3. 3 Mérés menete

A talajminták Ra-226 koncentrációját az egyensúly elérése után a radon leányelemeinek koncentrációja alapján határoztam meg, a Pb-214 (295 keV) és Bi-214 (609 keV) csúcsai alapján, a Th-232 tartalmat az Ac-228 (911 keV) és a Tl-208 (2614 keV) csúcsok, a K-40

tartalmat pedig az 1460 keV-nél lévő gamma csúcs alapján számítottam ki [147]. A méréshez nagyfelbontású ORTEC GMX40-76 nagy tisztaságú germánium (HPGe) típusú félvezető detektorral ellátott gamma-spektrometriás mérőberendezést alkalmaztam [148] [149].

Detektor tulajdonságai:

Detektálási tartomány: 3 – 10 000 keV (beállítástól függ)

- Relatív detektálási határfok: 42 % (Co-60 1332,5 keV-os csúcs)
- Felbontó képesség: FWHM = 1,95 keV (Co-60 1332,5 keV-os csúcs)
- Rendkívül jó felbontás és csúcsszimmetria

A detektor egy 10 cm falvastagságú árnyékoló ólom toronyban található. Mindez egy 1 cm vastagságú acél köpennyel van körbevéve a háttér sugárzás elnyelése érdekében. Tennelec PCA-MR 8196 típusú sokcsatornás analizátorral hajtottam végre a spektrum felvételt. Az adatok kiértékelését ORTEC Maestro software segítségével végeztem.

Ismert aktivitású gamma-sugárzó kalibráló forrásokkal meghatároztam a mérőrendszer energia kalibrációját, azaz az energia-csatornaszám összefüggést a detektor erősítés- és nagyfeszültség-beállításainak megfelelően.

5. táblázat: A megfelelő beállításokhoz alkalmazott kalibráló források [148]

Izotóp	Gamma energia [keV]	
Am-241	59,54	
Cs-137	32,19	661,66
Co-60	1173,24	1332,50

Úgy állítottam be az erősítést, hogy még látható legyen a Tl-208 2614 keV-os gamma- vonala.

A mintáim gamma-sugárzó radionuklid vizsgálata relatív módszerrel valósult meg, amelyhez ismert aktivitás koncentrációjú etalont alkalmaztam. (IAEA 327). A mérés során

fontos tényező, hogy a minták és az etalon geometriája megegyező legyen, valamint a mátrixuk is hasonló legyen (sűrűség és összetétel), az önabszorpciós és a szóródási viszonyok hasonlósága végett.

A mintát tartalmazó marinellit az ólomtoronyba, a detektorra helyeztem, és háttér (üres marinelli) mérés esetén 300 000 s-os, míg a minták mérése esetén 80 000 s-os mérési idővel [148] vettem fel a minták spektrumát.



17. ábra: Talajminta Ra-226 mérésre való előkészítése, mérése

III. 3. 4 Ra-226, Th-232 és K-40 aktivitás koncentráció számolása

A minták aktivitás koncentrációjának a meghatározását a különböző radionuklidokra az etalon ugyanazon mérési idő alatt kapott spektrumának csúcs alatti területeivel való összehasonlításával végeztem. Az így kapott impulzusszámot korrigáltam az üres mintatartó esetén mért háttér értékkel. Ezekből az adatokból a következő egyenlet alapján számoltam az izotópok aktivitás koncentrációit: [150]

$$A_x = \frac{n_{minta}}{m_{minta}} * \frac{m_{etalon}}{n_{etalon}} * A_{etalon}$$

Ahol:

- A_x : A vizsgált izotóp aktivitás koncentrációja a mintában [Bq/kg]
- A_{etalon} : A vizsgált izotóp aktivitás koncentrációja az etalonban [Bq/kg]

- n_{minta} : A vizsgált izotóp háttérrel korrigált beütésszáma a mintában [cps]
- n_{etalon} : A vizsgált izotóp háttérrel korrigált beütésszáma az etalonban [cps]
- m_{minta} : A minta tömege [kg]
- m_{etalon} : Az etalon tömege [kg]

III. 4. Időjárási paraméterek

III. 4. 1 Adatgyűjtés

Az időjárási adatokat az Országos Meteorológiai Szolgálat (OMSZ) szentkirályszabadjai állomása szolgáltatta számomra. 2011-ben, 2012-ben és 2014-ben a dohánynövények vegetációs időszakában (6 hónap) a mérőállomás minden nap, óránként regisztrálta a hőmérsékletet, a szélsebességet, valamint a csapadék mennyiségét.

III. 4. 2 Értékelés

Student-féle egy- és kétmintás -t próbákat; Bonferroni korrekciót a többszörös összehasonlításra és Pearson-féle korrelációs próbákat alkalmaztam SPSS 5.0-ban (Statistica, US) és Microsoft Excelben. A null hipotéziseket $p < 0,05$ felett elvettem. A Pearson-féle r - értékek esetén $0 \leq |r| \leq 0,4$ -et gyenge, $0,4 \leq |r| \leq 0,7$ -et közepes és $0,7 \leq |r|$ -t erős korrelációnak értékeltem.

V. EREDMÉNYEK

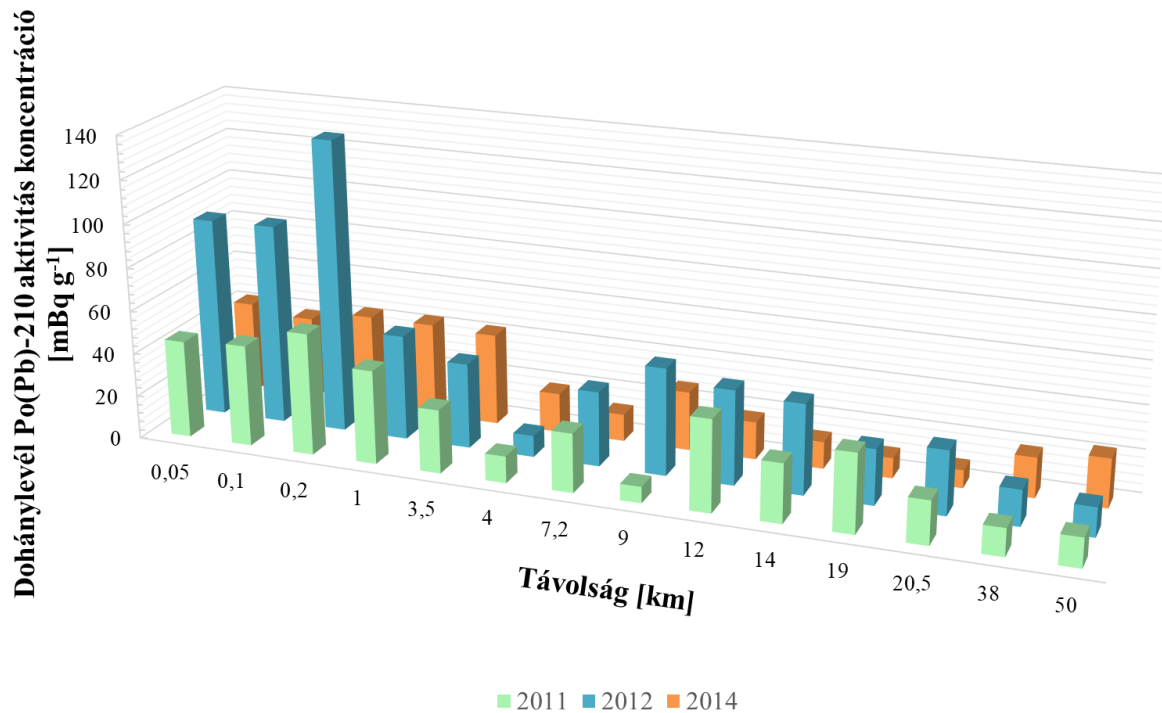
IV. 1. Po(Pb)-210 aktivitás koncentráció a dohánylevelekben és a talajban

A dohánynövényeket a vörösiszap tározó közelébe, valamint a vörösiszap sújtotta és nem szennyezett településekre ültettem ki, a radionuklid migráció nyomonkövetése érdekében. A Pb-210 aktivitás koncentrációjának meghatározását leányelemén keresztül, a Po-210 alfa- sugárzó radionuklid aktivitás koncentrációjának meghatározásával végeztem. A kapott eredmények a 6. táblázatban láthatóak.

6. táblázat: Minden évben és helyszínen, a dohánynövény levél- és talajminták Po(Pb)- 210 aktivitás koncentrációjának átlaga (4 db dohánynövény átlaga) és szórása, valamint a mintavételi pontok távolsága a vörösiszap tározótól (forrástól)

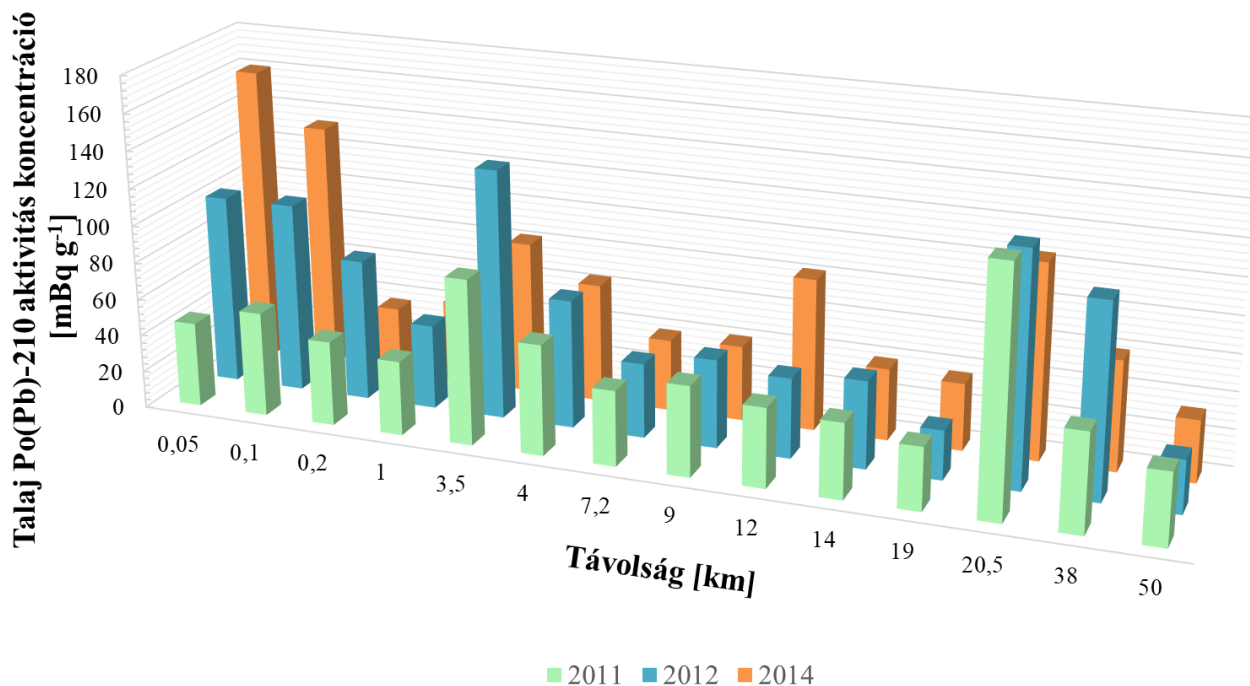
Terület száma	Szennyezett (I) vagy nem szennyezett (N)	Távolság (km)	2011		2012		2014	
			Po(Pb)-210 aktivitás koncentráció [mBq/g]					
			levél	talaj	levél	talaj	levél	talaj
1	I	12,0	42,3±1,2	42,8±2,8	43,6±2,5	43,2±2,8	17,4±1,7	82,0±5,5
2	N	14,0	27,2±2,7	40,6±3,5	41,7±2,6	47,2±2,4	12,5±1,4	38,8±3,7
3	I	9,0	7,5±1,0	48,7±2,5	49,5±4,1	47,7±3,7	27,2±1,9	40,6±3,5
4	N	7,2	27,2±2,7	40,6±3,5	34,5±2,4	40,3±2,3	12,5±1,9	38,8±3,7
5	I	19,0	36,3±3,2	33,9±3,4	25,7±2,1	26,6±2,1	9,4±1,0	36,3±2,7
6	N	20,5	20,1±1,3	131,9±9,2	29,6±1,4	125,5±5,3	8,4±1,1	105,4±7,1
7	I	0,05	45,0±1,0	45,6±1,2	92,1±4,5	102,3±1,5	42,5±1,0	160,6±10,2
8	I	0,1	46,8±1,0	56,2±1,4	92,5±5,6	102,5±2,1	38,9±1,1	133,4±10,6
9	I	0,2	56,3±1,6	45,6±2,1	135,0±7,4	76,2±3,8	43,5±1,5	36,4±2,8
10	I	1,0	43,2±2,3	40,1±2,3	48,5±3,2	45,5±2,4	43,5±2,1	44,2±1,3
11	N	4,0	12,4±1,3	59,6±1,2	9,9±0,9	69,2±5,0	18,3±6,0	64,2±5,1
12	N	3,5	29,3±2,0	89,2±2,3	39,3±2,3	134,5±5,9	42,3±2,3	82,4±2,5
13	N	38,0	12,8±1,5	53,3±3,8	16,6±1,8	104,2±7,7	18,6±1,4	59,5±2,3
14	N	50,0	13,5±1,6	39,0±3,2	13,5±1,6	28,7±1,8	22,6±2,5	33,5±2,1

A 6. táblázatban a vörösiszappal szennyezett területről származó mintavételi pontokat 1, 3, 5, 7, 8, 9 és 10, valamint a vörösiszappal nem szennyezett területeket a 2, 4, 6, 11, 12, 13, és 14 számokkal jelöltem. A táblázat lehetővé teszi az eredmények informatívabb numerikus értékelését, valamint diagrammon is ábrázolom a 18. és a 19. ábrán külön-külön a dohánylevelek és a talajminták eredményeit a távolság függvényében.



18. ábra: Po(Pb)-210 aktivitás koncentráció a dohánylevelekben 2011-ben, 2012-ben és 2014-ben

A 18. ábra alapján látható, hogy a távolság növekedésével a dohánylevél Po(Pb)-210 aktivitás koncentrációja fordítottan arányos, kisebb kiugró értékekkel. Ez az eltérés az időjárási viszonyokból adódik, illetve a 0,2 km-re és 4 km-re lévő mintavételi pontokkal a későbbiekben foglalkozom.



19. ábra: Po(Pb)-210 aktivitás koncentráció a talajmintákban 2011-ben, 2012-ben és 2014-ben

A 19. ábrán szintén jól látható, hogy a távolsággal fordított arányosságban van a Po(Pb)-210 aktivitás koncentráció, viszont itt is megjelennek a kiugró értékek a 20,5 km-re lévő mintavételi ponton. A későbbiekben részletezem, hogy miért különleges helyszín.

A 6. táblázatban feltüntettem a mintavételi pontok forrástól (vizsgált vörösizap tározó) való távolságait. 2011-ben a dohánynövény levelében a Po(Pb)-210 aktivitás koncentrációja $7,5 \pm 1,0 - 56,3 \pm 1,6$ mBq/g, 2012-ben $25,7 \pm 2,1 - 135,0 \pm 7,4$ mBq/g és 2014-ben és $9,4 \pm 1,0 - 43,5 \pm 2,1$ mBq/g között volt a szennyezett területeken, míg a nem szennyezett területeken 2011-ben $12,4 \pm 1,3 - 27,2 \pm 2,7$ mBq/g, 2012-ben $9,9 \pm 0,9 - 41,7 \pm 2,55$ mBq/g és 2014-ben $8,4 \pm 1,1 - 22,6 \pm 2,5$ mBq/g között mozgott.

Kiugró minták

- 20,5 km-re lévő 6-os mintavételi pont

Mindegyik évben a 6-os mintavételi pont talajmintájának a Po(Pb)-210 aktivitás koncentráció értéke kiemelkedik a többi eredmény közül. Az adatok áttekintése során kiderült, hogy a mintavételi ponton néhány évvel ezelőtt kerámiagyártás folyt. A megemelkedett Po(Pb)-210 aktivitás koncentrációt a 70-es években az ólomakkumulátorokból kiszedett ólom-oxid maradványai okozhatják, amit a fazekak mázához használtak fel. A kerámiaiparról ismert, hogy növeli a környezetben a NORM talajba jutását.

- 4 km-re lévő 11-es mintavételi pont

Ami a 11-es mintavételi pontot illeti, ebben az esetben a dohánylevélben alacsonyabb Po(Pb)-210 aktivitás koncentrációt mértem, ami a mintavételi pont helyével magyarázható. A vörösiszap tározót és ezt a mintavételi helyet egy erdősáv választja el egymástól, az erdőben lévő fák a tározóból kijutó por jelentős részét elnyelik. Ezzel magyarázható a dohánynövény levelében található alacsonyabb Po(Pb)-210 aktivitás koncentráció.

- 0,2 m-re lévő 9-es mintavételi pont

A 9-es minta esetén az eltérő aktivitás koncentráció értékek befolyásoló tényezője a szélirány.

A rendelkezésre álló regionális meteorológiai adatok alapján kiszámítottam, hogy az uralkodó szélirány átlagos fokos értéke a 2012-es vegetációs szezonban 290.00° volt. Azaz a szél nyugat-északnyugat felől fúj kelet- délkelet felé. Ezzel szemben 2011-ben az átlagos szélirány 243.31° , 2014-ben pedig 239.90° volt. Ami azt jelenti, hogy mindkét évben a szél délnyugatról északkeletre fúj. (Ebben a meteorológiai jelentési rendszerben a $360^\circ = 0$ azt jelenti, hogy északi szél fúj.) 2012-ben a 9-es számú mintavételi ponton ültetett dohánylevél Po(Pb)-210 aktivitás koncentrációjának megemelkedése azzal magyarázható, hogy a mintavételi pont a tározótól délkeletre helyezkedett el és ez volt a fő szélirány 2012-ben. Azaz ebben az esetben, nagyon jól látható, hogy a levegőből való vörösiszap por dohánylevélre

való kiülepedéssel történő tápanyag felvétel dominál, a gyökerén keresztüli felszívódással szemben.

IV. 1. 1 A szennyezés forrásától való távolság és a dohánylevél Po(Pb)-210 közötti korreláció eredményei

Pearson statisztikai elemzéseket végeztem a szennyezés forrásától való távolság és a forrástól egyre távolabb vett dohánylevél-minták esetlegesen csökkenő Po(Pb)-210 radioaktivitás koncentrációjának lehetséges összefüggéseire. A forrás távolságának és a dohánylevél aktivitás koncentrációjának összefüggését a Pearson r értéke írja le.

7. táblázat: Pearson statisztikai elemzés a Po(Pb)-210 aktivitás koncentrációja a mintagyűjtés éveiben

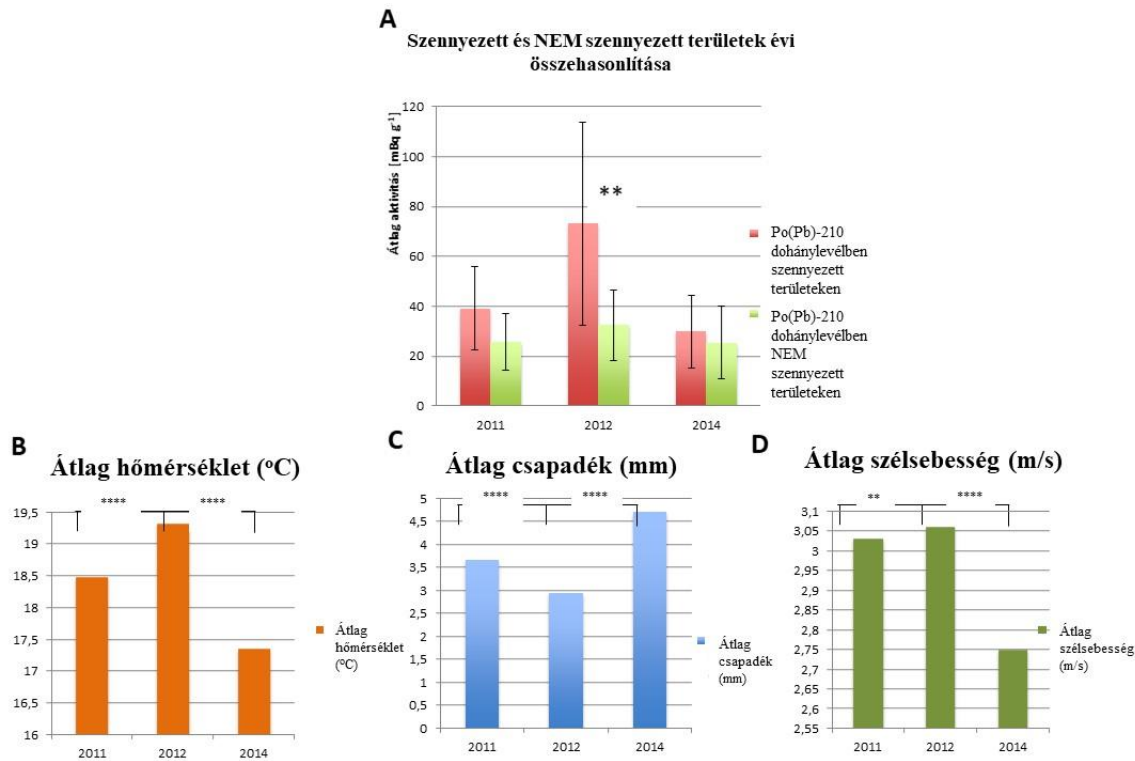
Mintagyűjtés éve	2011	2012	2014
Pearson r-érték, dohánylevél- mintákban	-0,34	-0,57	-0,85
Pearson r-érték, talajmintákban	-0,40	-0,67	-0,49

A Pearson r-értéke látható a 7. táblázatban. A statisztikai adatok alapján a 2011-es évi eredmények gyenge negatív korrelációt mutatnak a dohánylevélben lévő Po(Pb)-210 aktivitás koncentráció és a forrástól való távolság között. A 2012-es eredmények mérsékelt negatív, míg a 2014-esek pedig erős negatív összefüggésre engednek következtetni e tényezők között. A fejezetben bemutatott eredmények és a Pearson statisztikai eredmények alapján megállapítható, hogy a vizsgált vörösiszap tározóhoz közelebb ültetett dohánynövény levélfelületén több por gyűlt össze, mint a tározótól távolabbin, így maga a dohánylevél is több Po(Pb)-210 tartalmazott.

Hasonlóképpen a talajminták Po(Pb)-210 aktivitás koncentrációjának adataira és a szennyező forrástól való távolságra is készítettem Pearson statisztikai elemzést, ezek értékei láthatóak a 7. táblázatban. A 2011-es eredmények alapján gyenge negatív korreláció van a talaj

Po(Pb)-210 aktivitás koncentrációja és a távolság között. Viszont a 2012-es és a 2014-es eredmények mérsékelt korrelációt mutatnak a két faktor között.

IV. 1. 2 Időjárás, mint befolyásoló tényező



20. ábra: 2011-ben, 2012-ben és 2014-ben mért dohánylevelek Po(Pb)-210

aktivitás koncentrációjának átlag értékei. A csillagok szignifikancia szintet jelölnek

$p < 0,05$ (*); $p < 0,01$ (**); $p < 0,00001$ (****)

A 20. ábrán az A panelben látható a három év során a szennyezett és a nem szennyezett területekről összegyűjtött dohánynövények levelében található átlag Po(Pb)-210 aktivitás koncentráció. A B, C és D panelekben pedig az időjárás paraméterek figyelhetők meg a vegetációs időszak ideje alatt: a regionális átlaghőmérséklet (B), az átlag csapadékmennyiség mm-ben megadva (C) és végül az átlag szélsebesség értékek (D).

Ez az adatkészlet egyértelműen mutatja, hogy 2011, 2012 és 2014 évek közül a 2012-es év volt a legmelegebb (legmagasabb átlaghőmérséklet) és a legszárazabb (a legkisebb

csapadékértékek) a vegetációs időszakot alatt. A rendelkezésre álló nagyon sok meteorológiai adatnak köszönhetően könnyen össze tudtam hasonlítani a 2012-es és 2011-es, valamint a 2012- es és 2014-es éveket Bonferroni korrekciós Student-féle t-próba segítségével. A kapott p-értékek a 0,00001 és annál kisebb tartományban vannak. (lásd: 20. ábra B, C, D panel) Azaz 99 %-os biztonsági szinten állíthatjuk, hogy a null hipotézisem igaz, azaz a dohány levelén keresztüli Po(Pb)-210 felvételt az időjárási paraméterek befolyásolják.

2012-ben a dohánylevelek Po(Pb)-210 aktivitásának átlagos koncentrációja a szennyezett területeken termesztett dohánylevelekben szignifikánsan magasabb volt, mint 2011-ben és 2014-ben ($p = 0,044$ és $p = 0,024$). A nem szennyezett területekről származó dohánylevél-mintákban azonban a Po(Pb)-210 aktivitás koncentrációk nem mutattak szignifikáns különbséget az évek között (20. ábra). A 8. táblázatban a dohánylevelek és a talajminták Po(Pb)-210 radioaktivitás koncentráció átlag-, és szórás értékeit mutatom be a szennyezett és a nem szennyezett területeken.

8. táblázat: a 2011-es, 2012-es és a 2014-es évben a szennyezett és a nem szennyezett területekre kiültetett dohány- és talajminták átlag Po(Pb)-210 aktivitás koncentrációja \pm szórás. Az eredményekben nem szerepel a 6 és a 11 számú minták eredménye a feltárt zavaró tényezők miatt

	2011		2012		2014	
	Po(Pb)-210 átlag aktivitás koncentráció [mBq/g]					
	Levél	Talaj	Levél	Talaj	Levél	Talaj
Szennyezett terület	39,0 \pm 16,8	45,5 \pm 7,3	73,1 \pm 40,6	66,4 \pm 32,1	29,8 \pm 14,2	81,6 \pm 54,2
Nem szennyezett terület	25,5 \pm 11,3	50,5 \pm 19,7	32,3 \pm 14,2	66,7 \pm 42,4	25,3 \pm 14,2	49,5 \pm 18,4

A 8. táblázatban jól látható, hogy a talaj Po(Pb)-210 aktivitás koncentrációjában a 2014- es év kivételével nincs különbség a szennyezett és nem szennyezett területek között, ha az átlagot vesszük figyelembe, és nem foglalkozunk a kiugró értékekkel. Az eltérés az időjárási

körülményekből adódik. A levelek esetében azonban jól látható, hogy a szennyezett területeken akár kétszeres aktivitás érték is megjelenik.

IV. 1. 3 Transzfer faktor

A következő részben bemutatom a különböző látszólagos transzfer faktor értékeket a vizsgált területeken.

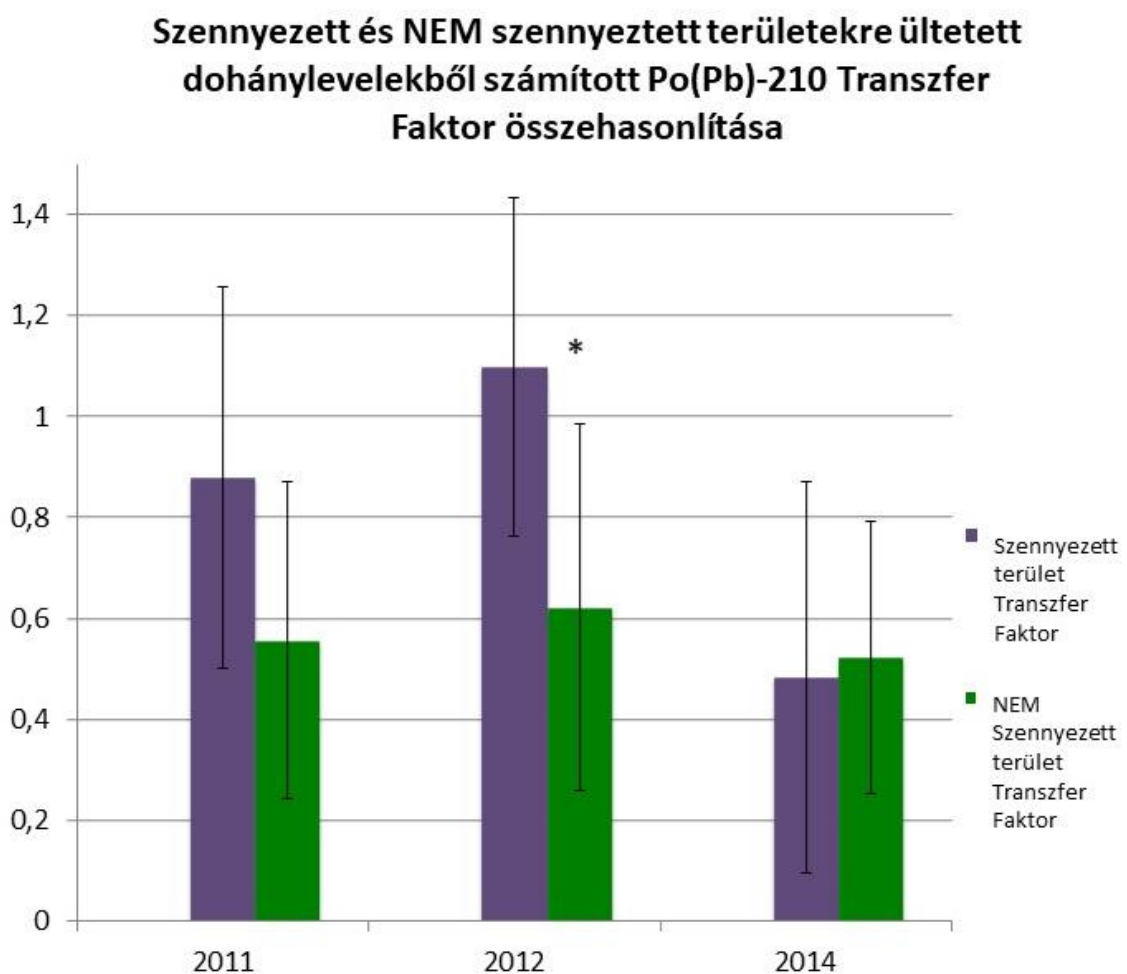
9. táblázat: A Po(Pb)-210 transzfer faktor átlagértékei és a dohánylevelek standard eltéréseinek éve a szennyezett és a nem szennyezett területeken

	2011	2012	2014
	Po(Pb)-210 transzfer faktorok (átlag±szórás)		
Szennyezett terület	0,88 ± 0,38	1,10 ± 0,33	0,48 ± 0,39
Nem szennyezett terület figyelmen kívül hagyva a 6-os és a 11-es mintákat	0,55 ± 0,31	0,62 ± 0,36	0,52 ± 0,27
Nem szennyezett terület 6-os és a 11-es minták adataival együtt	0,46 ± 0,32	0,51 ± 0,37	0,43 ± 0,28

A transzfer faktor (TF) a növény szöveteiben lévő (Po(Pb)-210) aktivitás koncentráció és a talajban lévő aktivitás koncentráció arányából számolható [114]. Az átlag Po(Pb)-210 TF értékek a 9. táblázatban láthatók. 2011-ben és 2012-ben az átlag Po(Pb)-210 TF értékek szignifikánsan nagyobbak voltak a szennyezett mintákban, mint a nem szennyezett területeken lévő mintákban (2011-ben a $p=0,022$ és 2012-ben pedig $p=0,005$ volt) (21. ábrán látható). Ezen eredményekből a korábban említett kerámiatevékenység révén megemelkedett talajszennyezés valamint az erdősáv védelméből fakadó alacsonyabb talajkoncentráció torzító hatásainak elkerülése végett a 6 és a 11 mintavételi helyet kihagytam. Mivel a munkámban központi szerepe van a szélnek, valamint a kiporzásnak, így a 9-es mintát természetesen belevettem az elemzésbe. A teljesség kedvéért természetesen mindkét típus adatai láthatók a 9. táblázatban.

A transzfer faktor értékek a szennyezett területeken nagyobbak, mint a nem szennyezett részeken, ez jól látható a 9-es táblázatban.

2011-ben, 2012-ben és 2014-ben az átlagos számolt Po(Pb)-210 TF érték $0,55 \pm 0,31$, $0,62 \pm 0,36$ és $0,52 \pm 0,27$ volt. A torzító korrekció felhasználásával továbbra is szignifikáns különbségek láthatóak a szennyezett és a nem szennyezett minták Po(Pb)-210 TF-jai között 2011-ben és 2012-ben ($p = 0,069$ és $p = 0,020$), amely adatok alátámasztják, hogy a dohány alkalmas por kihullás kimutatására, nyomonkövetésére.



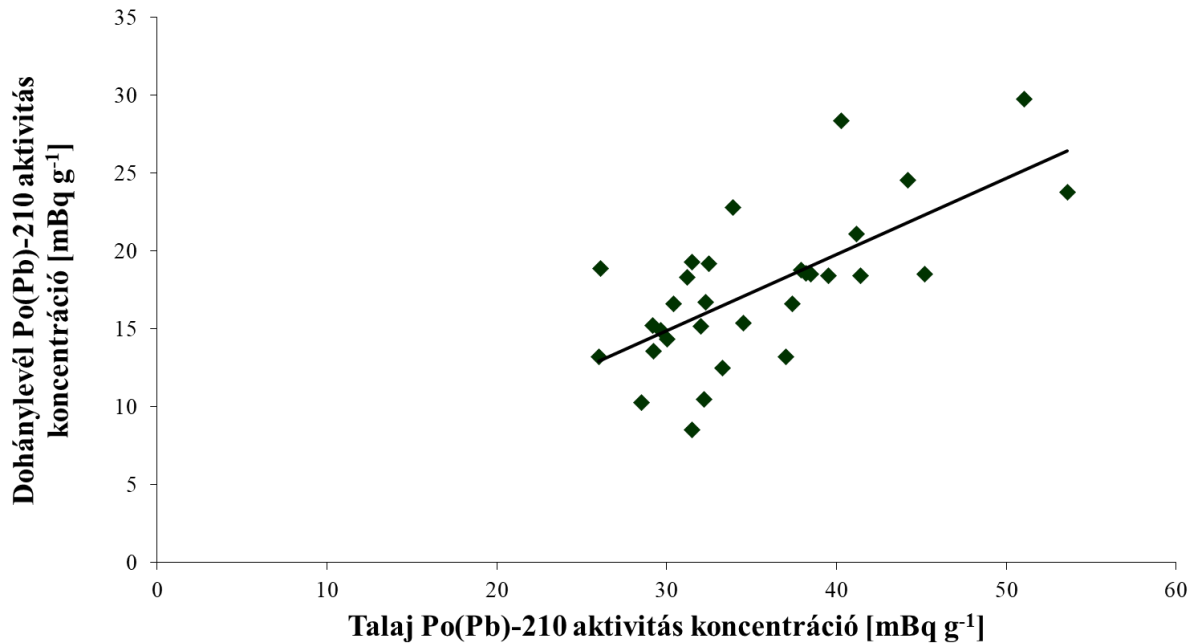
21. ábra: Szennyezett és nem szennyezett területekre ültetett dohánylevelekből számított éves átlag Po(Pb)-210 transzfer faktor. Az éves különbségeket és a szennyezett és a nem szennyezett minták közötti különbségeket csillaggal jelöltem,

$p < 0,05$

A 21. ábra összehasonlítja a szennyezett és a nem szennyezett területeken termesztett növények Po(Pb)-210 transzfer faktorait minden évben.

IV. 2. A dohánylevél megemelkedett Po(Pb)-210 és a levegő Rn-222 koncentráció kapcsolata

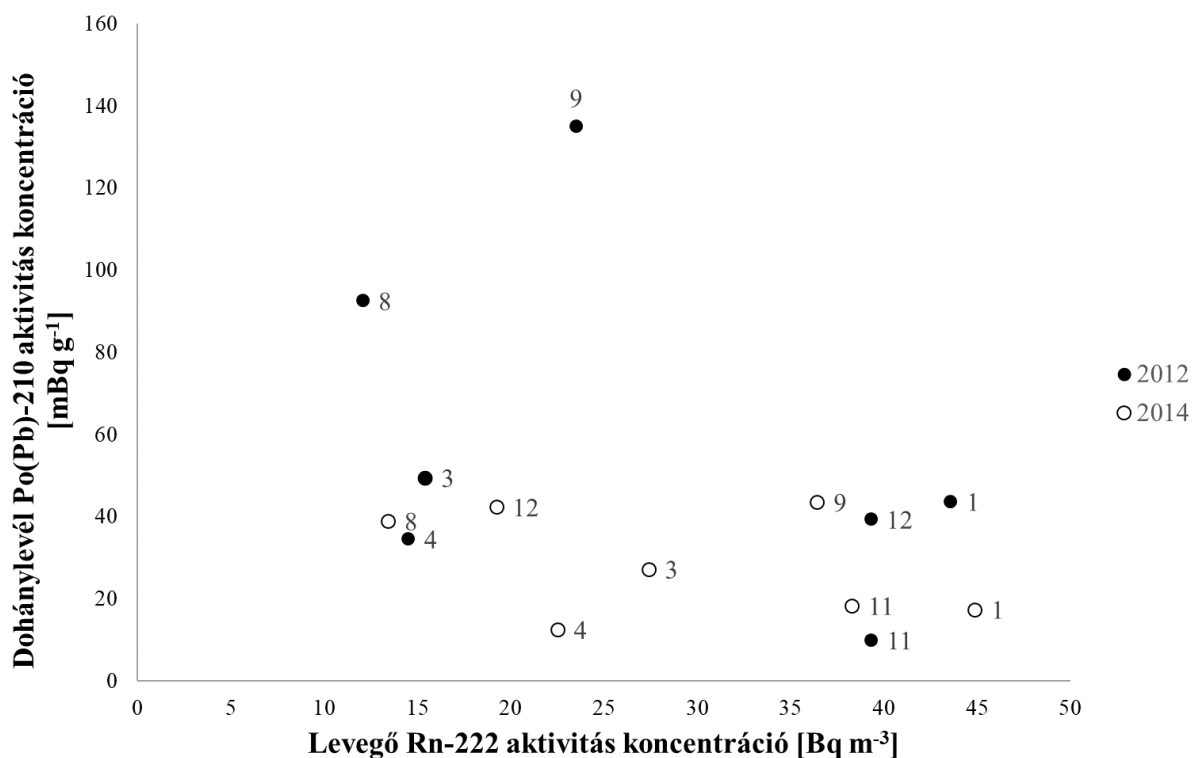
A Pannon Egyetem Radiokémiai és Radioökológiai Intézet munkatársai [151] megállapították, hogy kis talaj Po(Pb)-210 aktivitás koncentráció (26,0-53,6 mBq/g) esetén a jelleggörbe kvázi lineáris, azaz szoros összefüggés fedezhető fel a talaj és a növény levelének Po(Pb)-210 aktivitás koncentrációja között.



22. ábra . Transzfer faktor jelleggörbe alacsony a talaj Po(Pb)-210 aktivitás koncentrációi esetén

Kutatómunkám során megvizsgáltam van e összefüggés a dohánylevél megemelkedett Po(Pb)-210 aktivitás koncentrációja és a levegő Rn-222 koncentrációja között.

A 23. ábrán a dohánynövény levelén mért Po(Pb)-210 aktivitás koncentráció, valamint a levegőben mért Rn-222 koncentráció látható 2012-ben és 2014-ben.



23. ábra: A levegőben lévő Rn-222 aktivitás koncentráció és a dohánynövény levelén mért Po(Pb)-210 aktivitás koncentráció közötti kapcsolat

A mintavételi pontokon a dohánylevél Po(Pb)-210 aktivitás koncentrációja 2012-ben 9,92 – 135,0 mBq/g míg 2014-ben 12,5 – 43,5 mBq/g között változott. A levegő radon- koncentrációja pedig 12 – 44 Bq/m³ volt 2012-ben és 13 – 45 Bq/m³ 2014-ben, 0,6 m magasságban. A szabadban mérhető évi átlagos radon-koncentráció világátlagos 5 – 20 Bq/m³ [125].

A dohánylevél Po(Pb)-210 aktivitás koncentráció és a levegő Rn-222 aktivitás koncentráció összefüggésének feltárására is kiszámoltam a Pearson statisztikát. A Pearson r- érték -0,42 volt a 2012-es eredményekre vonatkoztatva és – 0,40 a 2014-esekre. Ebből az következik, hogy a Pearson értékek alapján mérsékelt kapcsolat áll fenn a dohánylevél Po(Pb)- 210 és a levegő Rn-222 aktivitás koncentrációja között.

A levegőben lévő radon koncentráció a vártnak megfelelően nem korrelál jól a dohánynövény Po(Pb)-210 koncentrációjával. A talajban lévő Ra-226-ból Rn-222 lesz, ami

részben a talajban elbomlik és Po(Pb)-210 lesz belőle, részben pedig a Rn-222 parciális nyomásának, a talaj tulajdonságainak és az időjárási viszonyoknak megfelelően kijut a felszínre, ahol tud transzportálódni gázként, illetve bomlás után aeroszolokhoz kitapadva, majd száraz vagy nedves kihullással visszatér a felszínre, és elérhetővé válik a biomonitoring módszerek számára is. A felezési időknél megfelelően nem a jelenlegi Rn-222 koncentráció fogja meghatározni a dohánynövény Po(Pb)-210 aktivitás koncentrációját, hanem a levegőből kihulló aeroszolban megfigyelhető Po(Pb)-210, ami részben a korábban elbomlott Rn-222-ből, részben pedig a vörösiszap-tározóból kiporzó aeroszol szennyezésből származik. Ennek a vörösiszapnak a Ra-226 és Po-210 tartalma magasabb, mint a talajé, ezért ez képes eltolni a megfigyelt Po(Pb)-210 koncentrációkat a növényben.

IV. 3. A talaj Ra-226 aktivitás koncentrációja

IV. 3. 1 A talaj természetben előforduló radioaktív izotóp koncentrációja

2014-ben a gyűjtött talajminták Ra-226, Th-232 és K-40 aktivitás koncentrációit gamma-spektrometriával határoztam meg.

10. táblázat: A 2014-es szennyezett és nem szennyezett területekről begyűjtött talajminták NORM aktivitás koncentrációja

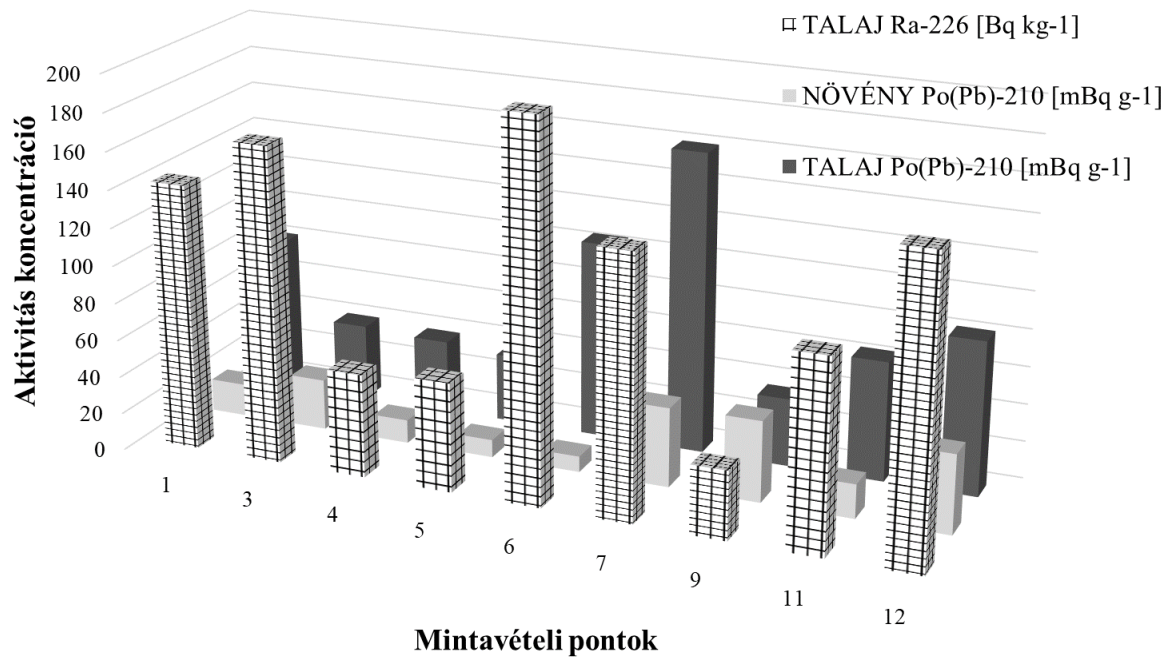
Terület száma	Szennyezett (I) / Nem szennyezett (N)	Ra-226 [Bq/kg]	Th-232 [Bq/kg]	K-40 [Bq/kg]
1	I	141,8±48,7	31,4±11,9	402,6±21,5
3	I	168±58	104,9±25	399±21,4
4	N	55,1±20	22,4±9,8	371±20,3
5	I	58,2±25,4	29,1±11,3	479,6±24,3
6*	N	216,2±74,0	23,6±10	469,9±23,9
7	I	139,5±48	46,5±15	379±20,6
9	I	36,7±18	26,4±10,8	326,9±18,7
11	N	102±31,8	47,1±15,0	672,9±31,1
12	N	159,4±55,1	19,6±9,3	306,9±17,9

*A 6-os számú minta szokatlanul magas Ra-226 értékének oka a korábbi kerámiagyártás következtében megemelkedett NORM szennyezés

A 10. táblázatban az 1, 3, 5, 7 és 9 mintavételi pontok jelzik a szennyezett területeket, míg a 4, 6, 11 és 12 mintavételi pontok a vörösiszap által nem érintett területeket mutatják. A szennyezett területek esetében a Ra-226 aktivitás koncentráció értéke a talajban $36,7 \pm 18 - 168,0 \pm 58$ Bq/kg, a Th-232 aktivitás koncentráció értéke a talajban $26,4 \pm 10,8 - 104,9 \pm 25$ Bq/kg és a K-40 aktivitás koncentráció értéke a talajban $326,9 \pm 18,7 - 479,6 \pm 24,3$ Bq/kg volt. A nem érintett területeken a Ra-226 aktivitás koncentráció értéke a talajban $55,1 \pm 20 - 216,2 \pm 74$ Bq/kg, a Th-232 aktivitás koncentráció értéke a talajban $19,6 \pm 9,3 - 47,1 \pm 15$ Bq/kg a talajban a K-40 aktivitás koncentráció értéke $306,9 \pm 17,9 - 672,9 \pm 31,1$ Bq/kg volt. Nem volt szignifikáns különbség a radiológiai paraméterek között a szennyezett és nem szennyezett régiók között a talajban. A kiugró 6-os számú talajminta magas Ra-226 értékét már korábban tárgyaltam.

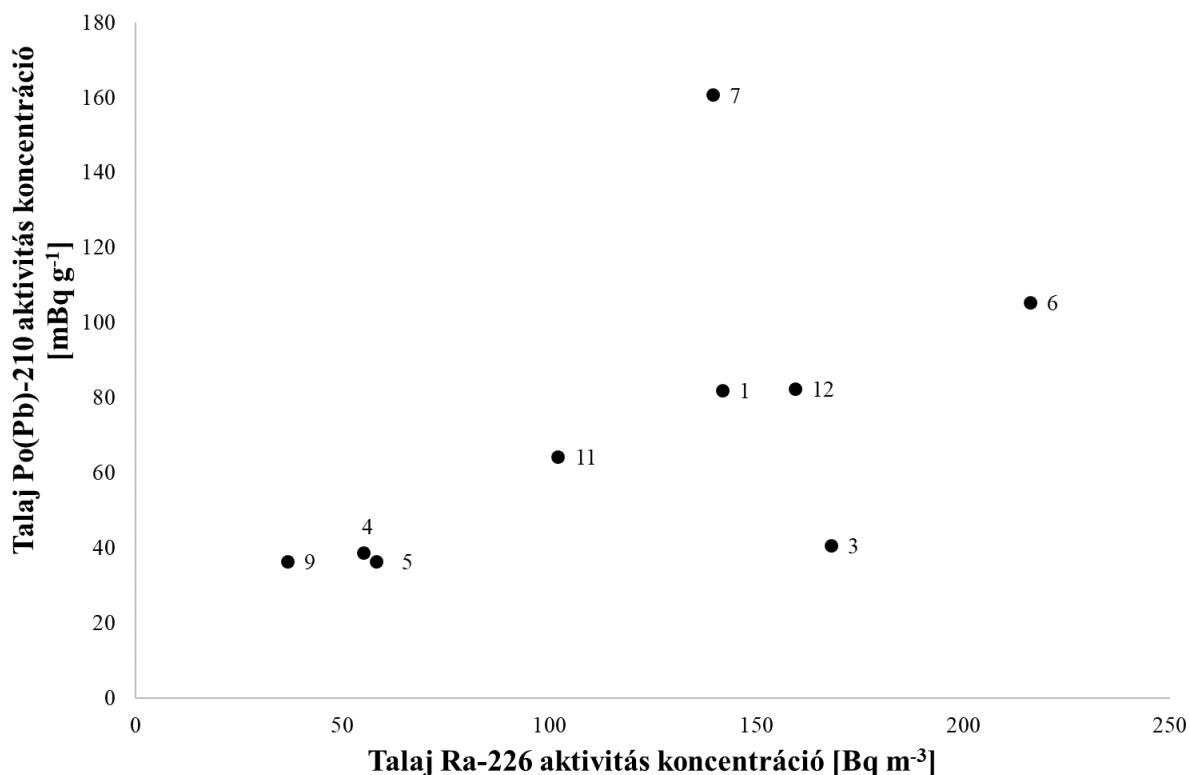
IV. 3. 2 A talaj Ra-226 valamint a dohánylevél, és a talaj Po(Pb)-210 koncentráció összehasonlítása

2014-ben a talajminták Ra-226 aktivitás koncentrációját is mértem, hogy összehasonlítsam a dohánylevél, valamint a talajminták Po(Pb)-210 aktivitás koncentrációjával.



24. ábra: A talaj Ra-226, a dohánylevél, valamint a talaj Po(Pb)-210 aktivitás koncentráció összehasonlítása a 2014-es évben

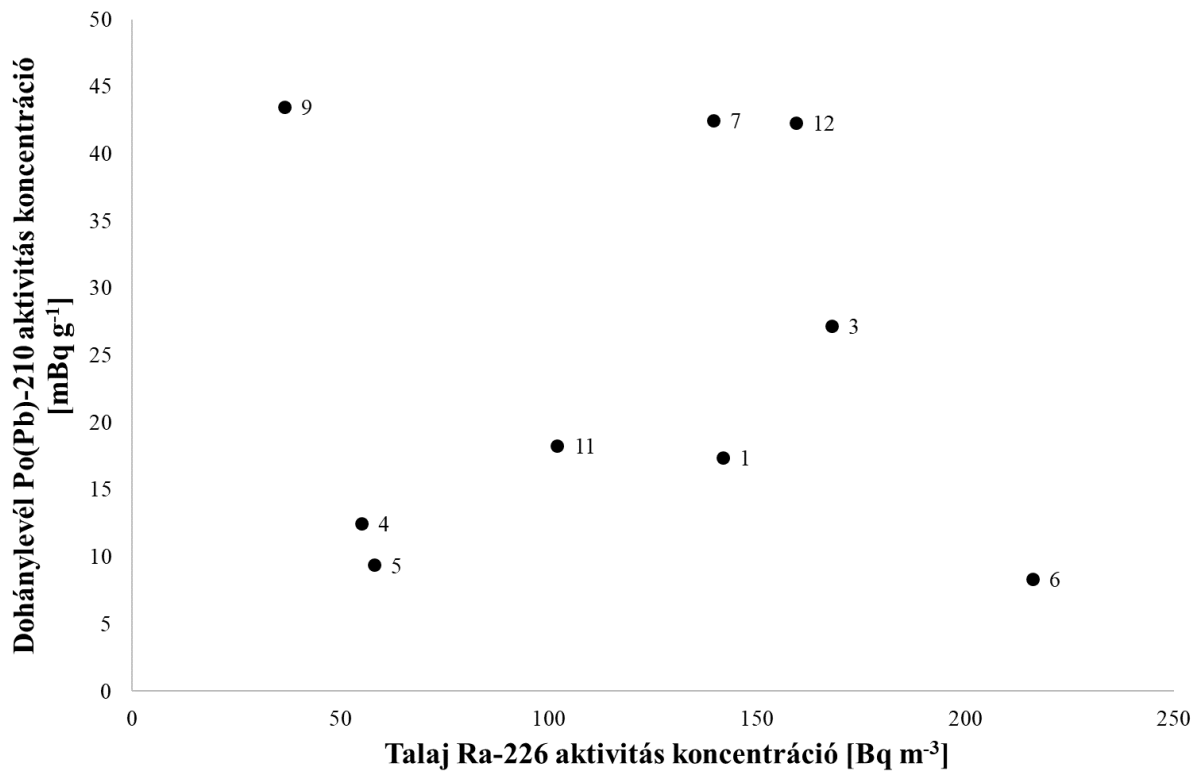
Korrelációs ábrán is ábrázoltam külön a dohánylevél, valamint külön a talaj Po(Pb)-210 és Ra-226 aktivitás koncentráció kapcsolatát.



25. ábra: A talaj Po(Pb)-210 és Ra-226 aktivitás koncentráció kapcsolata

Jól látható, hogy a legtöbb talajminta esetében a várt eredményeket kaptam, a Ra-226 és a Po(Pb)-210 közel egyensúlyban vannak. A Pearson statisztika is közepes ($r = 0,6$) kapcsolatot adott.

A 23. ábránál említetteknek megfelelően a talajban lévő Ra-226-ból Rn-222 lesz, amiből részben a talajban Po(Pb)-210 lesz, részben pedig kijut a felszínre. Ennek megfelelően a legtöbb ponton az egyensúlyinál valamennyivel kisebb koncentráció figyelhető meg. A tározóhoz legközelebb lévő 9 és 7 mintaveteli pontokon egyensúlyi, illetve az egyensúlyinál magasabb Po(Pb)-210 koncentrációt mértem, ami magyarázható a vörösiszap tározóból származó, eltérő Po(Pb)-210 arányú aeroszol a 2014- es csapadékos évben megnövekedett nedves kihullásával.



26. ábra: A dohánylevél Po(Pb)-210 és a talaj Ra-226 aktivitás koncentráció kapcsolata

A dohánylevél minták esetében nem figyelhető meg összefüggés a talaj Ra-226 és a levél Po(Pb)-210 koncentrációja között. A Pearson statisztika is nagyon gyenge összefüggést mutat ($r = -0,04$).

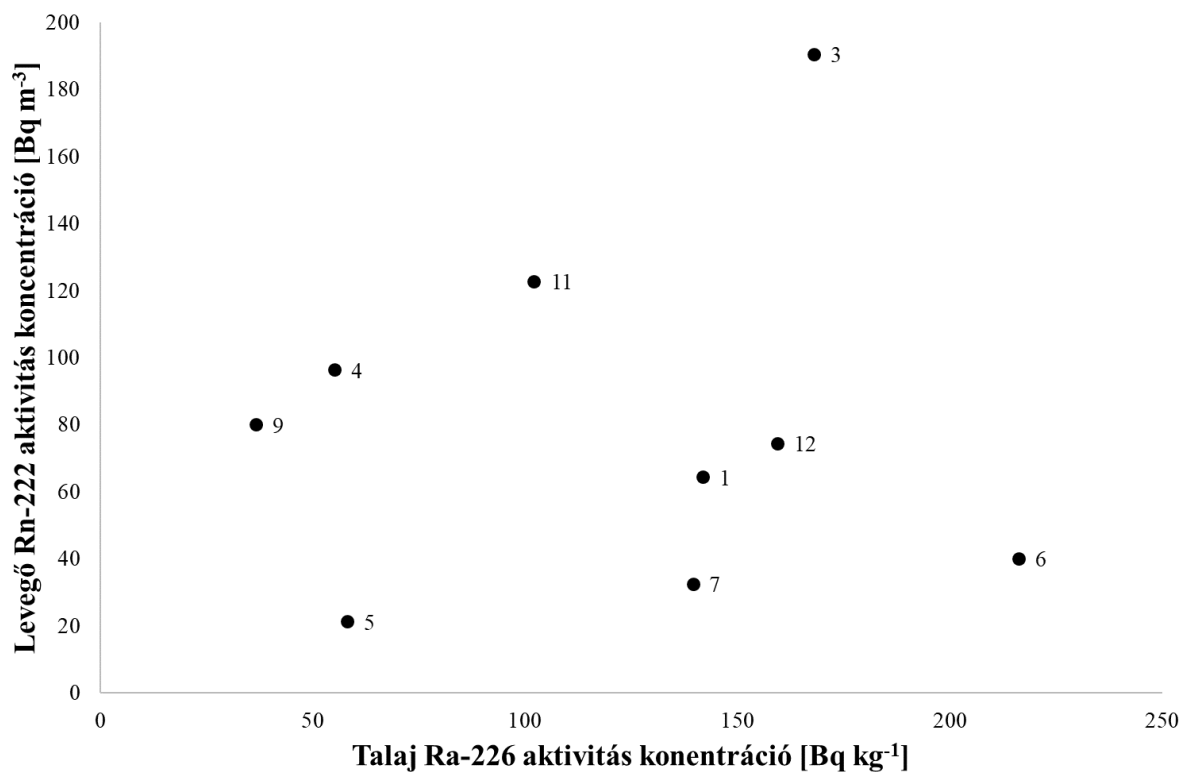
Viszont kiemelném a 7 mintavételi pontot (50 m-re helyezkedik el a salaktározótól), amely esetében a talaj Po(Pb)-210 aktivitás koncentrációja magasabb volt Ra-226 aktivitás koncentrációjánál. Ez azzal magyarázható, hogy a 2014-es év volt a legszapadékosabb, és a vörösiszap tározóból kiporzott por (Ra-226 forrás) a tározó közvetlen közelében kiülepedett a talajra, valamint a növényekre a csapadék hatására, ezzel megnövelte a talaj és a dohánylevél Po(Pb)-210 aktivitás koncentrációját.

Hasonló a 9 mintavételi pont is, ahol a talaj Ra-226 és Po(Pb)-210 koncentrációja egyensúlyban van, azaz itt is a vörösiszap kiporzás emelte a talaj, valamint a növény levelén akkumulálódó aktivitás koncentrációt.

IV. 3. 3 A talaj Ra-226 és a levegő Rn-222 koncentráció összefüggése

A talaj Ra-226 aktivitás koncentrációja és a levegő Rn-222 aktivitás koncentráció

közötti összefüggés az 27. ábrán látható.



27. ábra: A talaj Ra-226 aktivitás koncentrációja és a levegő Rn-222 aktivitás koncentráció függvényében

Pearson statisztikai elemzést végeztem a mért adatok felhasználásával, ezért hogy találok e összefüggést a talaj Ra-226 tartalma és a levegő Rn-222 aktivitás koncentrációja között. A Pearson r-érték eredménye 0,07 lett. Ez azt jelenti, hogy a két változó között a Pearson értékek alapján nagyon gyenge kapcsolat áll fenn. Ezen eredmények alapján megállapítható, hogy ebben az esetben nem találtam megfelelő összefüggést a talaj Ra-226 és a levegő Rn-222 koncentrációi között. Ez az eredmény összhangban van a várakozásokkal, mivel az Rn-222 aktivitás koncentráció a levegőben számos paraméteren alapul, mint például a talaj típusa, összetétele, porozitás, exhalációs ráta.

V. MEGBESZÉLÉS

A Po-210, így az Pb-210 is könnyen mobilizálódik már gyengén savas közegben is [9].

A Po(Pb)-210 szennyezés kikerülhet a talajból, illetve egyéb forrásból (pl.: vörösiszap) reszuszpenzióval, és a radon bomlásán keresztül a levegőbe aeroszol részecskékhez tapadva, amelyet tovább szállíthat a szél, valamint az esővíz. 2012-ben regisztrálták a legerősebb szelet és a legtöbb szeles napot. A meteorológiai adatok szerint a 2014-es évben volt a leggyengébb a szélsébség, és ez az év volt a legcsapadékosabb. Valószínű, hogy a dohánynövény vegetációs időszakában a dohánynövény levél Po(Pb)-210 koncentrációk korrelációi kapcsolatban vannak a 2012-es szeles és a 2014-es párás időjárással is.

V. 1. Talaj

A vörösiszap katasztrófát követően rövid időn belül az érintett területeken talajcserét hajtottak végre, emiatt a 2011-es évben a várt eredményeket kaptam, azaz a talaj Po(Pb)-210 aktivitás koncentrációja és a forrástól való távolság között gyenge összefüggést találtam, és a tározó közvetlen közelében sem tapasztaltam az átlagtól eltérő Po(Pb)-210 aktivitás koncentrációt. A következő évben változás figyelhető meg. Megtörtént a technológia váltás, illetve a szennyezett talajt visszaszállították (teherautók felverték az úton lévő vörösiszap port) a IX-es tározóba. A száraz időszak következtében kiszáradt a lerakott vörösiszap és talaj keveréke, és a szeles időjárás miatt a vörösiszap por ellepett több észak- és közép-dunántúli települést. Ezek együttes hatásai okozhatták a talajmintákban a Po(Pb)-210 koncentráció megemelkedését, és ezzel együtt az erős összefüggést a távolság és a talaj Po(Pb)-210 aktivitás koncentrációja között. 2014-ben a talaj Po(Pb)-210 aktivitáskoncentrációja és a távolság között az eredmények mérsékelt korrelációt mutattak, viszont a tározók közvetlen közelében lévő talajban a Po(Pb)-210 aktivitás koncentráció tovább emelkedett a 2012-es évhez képest. A 2014-es meteorológiai adatok ismeretében kijelenthető, hogy ez az év volt a legkevésbé szeles és a legnedvesebb, így a távolság növekedésével a kiporzás mértéke csökkent.

V. 2. Növény

2012-ben a szennyezett területeken termesztett dohánynövények átlag levél Po(Pb)-210 aktivitás koncentrációja szignifikánsan magasabb volt, mint 2011-ben és 2014-ben. A nem szennyezett területekről származó dohánylevél mintákban azonban a Po(Pb)-210 aktivitás koncentrációk nem mutattak szignifikáns különbséget az évek között.

A 6. táblázatban bemutatott eredményeim és az elvégzett Pearson statisztikai elemzés alapján (7. táblázat) elmondható, hogy a tározók közvetlen közelébe ültetett dohánynövények levélfelületén megtapadhattak a vörösiszap porrészecskéi, ezzel megnövelve a dohány levelének a Po(Pb)-210 koncentrációját, és ezáltal a megfigyelt transzfer faktor arányokat is.

A Po(Pb)-210 aktivitás koncentráció értékek mind a dohánynövények levelében, mind a vizsgált területek talajában megegyeznek más területekről vett minták átlagértékeivel, kivéve minden évben a tározó közvetlen közelében ültetett dohánynövények levelében, valamint a 2012 és 2014-es évi, szintén tározó környéki talaj eredményeket.

V. 3. Transzfer faktor

A transzfer faktor jellemzi a növényekben jelenlévő Po(Pb)-210 arányát a talajban jelenlévő Po(Pb)-210-hez képest. Mivel a dohánynövény több felvételi úton is képes Po(Pb)-210-et felvenni, ezért bár az arányszám kiszámolható és információtartalmat is hordoz, valójában látszólagos transzfer faktorról beszélhetünk. A kiszámolt értékek nem feltétlenül csak a talajból való felvételt tükrözik, azonban az irodalomban ezt a megkülönböztetést nem szokás megemlíteni, ezért a dolgozatomban is transzfer faktorként szerepel [75] [77]. Figyelemre méltó, hogy jelentősen magasabb transzfer faktorokat mértem a legszárazabb és legszelesebb 2012-es évben, mint a legcsapadékosabb és legkevésbé szeles 2014-es évben. Hasonlóképpen a szennyezett területek transzfer faktorai közti különbség jelentős 2012-öt és 2014-et összehasonlítva. A csapadékosabb év növekedési időszakában, 2014-ben jelentősen alacsonyabb TF-eket figyeltem meg, mint a legszárazabb 2012-es évben. Ez tökéletesen

megfelel a dohánylevelekkel kapcsolatos megfigyeléseknek, amik a lemosható, porral kapcsolatos környezeti NORM kockázat döntő szerepét mutatják. Ennek megfelelően kihangsúlyozhatom a kiporzás és a porral együtt mozgó NORM-terhelés növekedését a rendelkezésre álló szennyező források esetén a száraz években. A dohánylevél mérések úgy tűnik képesek voltak jelezni a NORM levegőn keresztüli terjedésének kockázatát (az alacsonyabb TF-ek a nedves 2014-es növekedési időszakban alátámasztják ezt a feltevést).

Összességében az eredmények azt sugallják, hogy a dohánynövény nem csak a gyökerén keresztül abszorbeálja a Po(Pb)-210-et, hanem képes a levél felületén lévő szőrszálakon keresztül [56] [114] is megkötni a radionuklidokat. Ezért a dohánynövényt javasolnám légköri por Po(Pb)-210 szennyezések biomonitring feladatok ellátására.

VI. ÖSSZEFOGLALÁS

Ebben a munkában a vörösiszap katasztrófa sújtotta területeken természetesen 168 db dohány és 42 db talajminta Po(Pb)-210 aktivitás koncentrációjának meghatározását végeztem el. Emellett 2012-ben és 2014-ben 7 mintavételi helyen ellenőriztem a levegő Rn-222 koncentrációját, valamint 2014-ben 9 mintavételi ponton a talaj Ra-226 aktivitás koncentrációját is mértem.

Célkitűzésem a remediáció ellenőrzése, a radionuklidok migrációjának nyomon követése volt, emellett megvizsgálni, hogy a dohánynövény alkalmazható-e légköri por Po(Pb)-210 szennyezések biomonitring feladatok ellátására a növény levelén keresztüli felszívódása révén.

A dohánynövények levelének Po(Pb)-210 aktivitás koncentrációja $7,50 \pm 1,01 - 135,00 \pm 7,37$ mBq/g, a talajmintáké pedig $26,60 \pm 2,06 - 160,60 \pm 10,20$ mBq/g között változott. Az eredmények azt mutatják, hogy a vörösiszap tározó közvetlen közelében a Po(Pb)-210 aktivitás koncentráció megemelkedett a dohánylevél- és talajmintákban is. Valamint a dohánynövények levelében a Po(Pb)-210 koncentráció szintén megnövekedett a

vörösiszap porral szennyezett területeken. A megfigyelt aktivitás koncentráció változásokat 2011-ben a vörösiszap lerakásának/tárolásának technológiaváltása (nedves technológiáról száraz eljárásra) valamint 2012-ben a száraz, szeles és a 2014-es év esősebb időjárása magyarázza. Így a dohánynövény, mint bioindikátor képes nyomon követni a környezeti NORM radionuklid források éves időjárési és a távolság kapcsolatainak változásait.

Összefoglalva: a dohánynövények felhasználhatók a levegő aeroszolokkal kapcsolatos szennyezésének nyomon követésére, a már ismert talaj Po(Pb)-210 szennyezés [67] megfigyelő szerepe mellett. A más forrásokból származó Po(Pb)-210 szennyezés egyéb zavaró tényezőit és hatásait, valamint a helyi erdei övezetek légszennyeződésének csökkentő hatásait figyelembe kellett venni. Ennek megfelelően a reprezentatív mintavételi hely megválasztása és a mintavétel rendkívül fontos ennél a monitoring módszernél. Továbbá a növekvő transzfer faktorok jelezhetik a magasabb Po(Pb)-210 koncentrációt a levegőben lévő aeroszolokban vagy az emelkedett nedves kihullási értékeket, azonban az összefüggések pontos tisztázására további vizsgálatok szükségesek. Az itt bemutatott eredmények ennek megfelelően a jövőben a dohánynövény NORM/TENORM biomonitoring szerepkörében való növekvő szerepvállalását vetíti előre az érintett területen.

A levegő Rn-222 koncentrációja a kiültetett dohánynövények közvetlen közelében 9- 133 Bq/m³ között változott. Ezek az értékek magasabbak, mint a világ átlaga. A levegő radon-koncentrációja és a dohánynövény levélfelületén megkötött Po(Pb)-210 között szignifikáns összefüggést nem találtam. A talaj Ra-226-tartalma és az Rn-222 aktivitás koncentráció közötti kapcsolat esetén az elvégzett statisztikai elemzések azt mutatták, hogy nincs szignifikáns kapcsolat a két változó között.

Az eredmények alapján elmondható, hogy jelentős radionuklid migráció nem történt a vörösiszap sújtotta területeken. Viszont a vörösiszap tárolás/lerakás 2011. február 28-án történő nedves technológiáról száraz eljárásra váltás, valamint 2012-ben a száraz időjárás

következtében a légszennyezettség túllépte az egészségügyi határértéket, amely légszennyezés nyomon követésére a dohánynövény alkalmazható, mint bioindikátor. Emellett megállapítottam, hogy a levegő Rn-222 koncentrációja és a levélfelület Po(Pb)-210 aktivitás koncentrációja között nincs szoros kapcsolat, valamint a talaj Ra-226 és a talaj Po(Pb)-210, valamint a dohánylevél Po(Pb)-210 aktivitás koncentrációja között sincs szoros összefüggés. Ebből következtettem arra, hogy a dohánynövény levélfelületén megemelkedett Po(Pb)-210 koncentráció jelentős része egy külső forrásból, a vörösiszap kiporzásból származik. Azaz a dohánynövény alkalmazható légköri (por) szennyezések monitorozására.

VII. IRODALOMJEGYZÉK

1. United Nations. Sources and effects of ionizing radiation. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, Report to the General Assembly, with scientific annexes. United Nations, New York. (2008)
2. Paschoa, A.S., Potential Environmental and Regulatory Implications of Naturally Occurring Radioactive Materials (NORM). *Applied Radiation Isotopes*. 49, 189–196. (1998)
3. Pontedeiro, E.M., Heilbron, P.F.L., Cotta, R.M., Assessment of the mineral industry NORM/TENORM disposal in hazardous landfills. *Journal of Hazardous Materials*. B139, 563–568. (2007)
4. Javied, S., Akhtar N., Tufail M., Radiological hazards of TENORM in precipitated calcium carbonate generated as waste at nitrophosphate fertilizer plant in Pakistan. *Journal of Hazardous Materials*. 192, 78–85. (2011)
5. Vandenhove, H., Paridaens, J., Vanmarcke, H., 22-23. April 2002. European sites Contaminated by residues from the ore extraction and processing industries including a case study for Flanders. IBC 2nd International Conference on Natural Radiation and NORM, London (2002)
6. Baeza, A., Corbacho, J.A., Guillén, J., Salas, A., Mora, J.C., Analysis of the different source terms of natural radionuclides in a river affected by NORM (Naturally Occurring Radioactive Materials) activities. *Chemosphere*. 83, 933–994. (2011)
7. Al-Masri, M.S., Haddad, K.H., NORM emissions from heavy oil and natural gas fired power plants in Syria. *Journal of Environmental Radioactivity*. 104, 71–74. (2012)
8. International Atomic Energy Agency: Extent of Environmental Contamination by Naturally Occurring Radioactive Material (NORM) and Technological Options for Remediation. Technical report series no.419, STI/DOC/010/419, ISBN 92-0-112503-8, (2003)
9. Vandenhove, H., Gil-García, C., Rigol, A., Vidal, M., New best estimates for radionuclide solid–liquid distribution coefficients in soils. Part 2. Naturally occurring radionuclides. *Journal of Environmental Radioactivity*. 100, 697–703. (2009)
10. Juhász, L., Szerbin, P., Czoch, I., High Levels of Natural Radiation and Radon Areas: Radiation Dose and Health Effects Evaluation of the technologically enhanced naturally occurring radioactive material in Hungary. *International Congress Series*. 1276, 367–368. (2005)

11. Hairi, S.N.M., Jameson, G.N.L., Rogers, J.J., MacKenzie, K.J.D., Synthesis and properties of inorganic polymers (geopolymers) derived from Bayer process residue (red mud) and bauxite. *Journal of Materials Science*. 50 (23), 7713–7724. (2015)
12. Tibold A., Vörösiszap expozíció egészségre gyakorolt hatásának becslési lehetőségei. Pécs. (2015)
13. United Nations. Sources and effects of ionizing radiation. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, Report to the General Assembly, with scientific annexes. United Nations, New York. (2000)
14. United Nations. Sources, effects and risks of ionizing radiation, United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, Report to the General Assembly, with scientific annexes. United Nations, New York. (1988)
15. Kovács, T., Sas, Z., Jobbágy, V., Csordás, A., Szeiler, G., Somlai, J., Radiological Aspects of Red Mud Disaster in Hungary. *Acta Geophysica*. 61 (4), 1026–1037. (2013)
16. Yuzhakova, T., Rédey, A., Kovác, Z., Utasi, A., Ráduly, I., Dióssy, L., Ráduly, L., Fazakas, J., Red mud waste storage problems, solution and utilization alternatives. *Global Journal on Advances Pure and Applied Sciences*. 01, 1051–1057. (2013)
17. Basel Convention-BC, Basel Convention on the control of transboundary movements of hazardous wastes and their disposal was adopted on March 22 1989, Assess November 6 2011. (1989)
18. Katasztrófák-életünk részei Vörösiszap katasztrófa;
<http://www.vedelem.hu/letoltes/anyagok/485-katasztrofak-eletunk-reszei-vorosizap-katasztrofa.pdf>
19. Robin des Bois: A vörösiszap katasztrófa. 2010. december
20. Winkler, D., Bidlób, A., Bolodár-Varga, B., Erdő, Á., Horváth, A., Long-term ecological effects of the red mud disaster in Hungary: Regeneration of red mud flooded areas in a contaminated industrial region. *Science of the Total Environment*. 644, 1292–1303. (2018)
21. Vyas, B.N., Mistry, K.B., Influence of chelating agents on the uptake of ²³⁹Pu and ²⁴¹Am by plants. *Plant and Soil*. 73 (3), 345–353. (1983)
22. Hans, B., SH atlasz Kémia. Springer Hungarica Kiadó, Budapest (1995)

23. Chmielewska, I., Chalunok, S., Bonczyk, M., Natural radioactivity in drinking underground waters in Upper Silesia and solid wastes produced during treatment. *Applied Radiation and Isotopes*. 93, 96–100. (2014)
24. Brugge, D., Buchner, V., Radium in the environment: exposure pathways and health effects. *Reviews on Environmental Health*. 27, 1–17. (2012)
25. Kanyár, B., Somlai, J., Szabó, D.L., Környezeti sugárzások, radioökológia, Veszprémi Egyetem, Radiokémia Tanszék, Veszprém. (1996)
26. Kanyár, B., Béres, Cs., Somlai, J., Szabó, S.A., Radioökológia és környezeti sugárvédelem, Veszprémi Egyetemi Kiadó, Veszprém. (2000)
27. Nagy L.Gy., Radiokémia és izotóptechnika, Tankönyvkiadó, Budapest. (1989)
28. Balogh, K., Csige, I., Hakl, J., Hertelendi, E., Hunyadi, I., Koltay, E., Kovách, Á., Rajta, I. Fejezetek a környezetfizikából, Kézirat KLTE-ATOMKI Közös Fizikai Tanszék, Debrecen. (1994)
29. Moed, B.A., Nazaroff, W.W., Sextro, R.G., “Soil as a source of indoor radon: Generation, migration and entry”, *Radon and its Decay Products in Indoor Air*. John Wiley and Sons. New York. 57–112. (1988)
30. Tanner, A.B., “Radon migration in the ground: A review”, *The Natural Radiation Environment*. University of Chicago Press, Chicago, IL (1964)
31. Semkow, T.M., Fractal model of radon emanation from solids. *Phys. Rev. Lett.* 66 (23), 3012–3015. (1991)
32. Sakoda, A., Ishimori, Y., Yamaoka, K., A comprehensive review of radonemanation measurements for mineral, rock, soil, mill tailing and fly ash. *Applies Radiation Isotopes*. 69, 1422–1435. (2011)
33. Ishimori, Y., Lange, K., Martin, P., Mayya, Y.S., Phaneuf, M., Measurement and Calculation of Radon Releases from NORM Residues. Technical Reports Series No. 474, International Atomic Energy Agency, Vienna. (2013)
34. Cothorn, C.R., Smith, Jr.J.E., *Environmental Radon*, Environmental Science Research. Plenum Press, New York and London. (1987)

35. Jobbágy, V., NORM anyagok radionuklid koncentrációját és emanációját befolyásoló paraméterek vizsgálata építőipari felhasználhatóság szempontjából. Pannon Egyetem, Radiokémiai Intézeti Tanszék. (2007)
36. Beir, I.V., Health Risks of Radon and Other Internally Deposited Alpha-Emitters. National Academy Press. Washington, D. C., (1988)
37. ICRP-47. Radiation Protection of Workers in Mines. Annuals of the ICRP 16 Pergamon Press (1986)
38. Cavallo, A., The Radon Equilibrium Factor and Comparative Dosimetry in Homes and Mines. Radiation Protection Dosimetry. 92, 295–298. (2000)
39. UNSCEAR Report, 2000. Sources and effects of ionizing radiation, UN, New York; Optimization of Radiation Protection in the Control of Occupational Exposure. IAEA SRS No. 21. Vienna. (2000)
40. Gallelli, G., Panatto, D., Lai, P., Orlando, P., Risso, D., Relevance of main factors affecting radon concentration in multi-story buildings in Liguria (Northern Italy). Journal of Environmental Radioactivity. 39, 117–128. (1998)
41. Islam, G.S., Mazumdar, S.C., Ashraf, M.A., Influence of various room parameters upon radon daughter equilibrium indoors. Radiation Measurements. 26, 193–201. (1996)
42. Kávási, N., Az évi átlagos radon-koncentráció és a sugárterhelés meghatározása különböző munkaterületeken. Pannon Egyetem, Radiokémiai Intézeti Tanszék. (2006)
43. Kovács, T., Somlai, J., Máté, B., Növény-és gombaminták ^{210}Po -és ^{210}Pb -koncentrációjának meghatározása alfa-spektrometriai módszerrel. Magyar Tudomány. (2012)
44. Jefferson, R.D., Goans, R.E., Blain, P.G., Thomas, S.H.L., Diagnosis and treatment of polonium poisoning. Clin Toxicol (Phila). 47 (5), 379–392. (2009)
45. Thomas, P.A., Fisenne, I., Chorney, D., Baweja, A.S, Tracy, B.L., Human absorption and retention of polonium-210 from caribou meat. Radiation Protection Dosimetry. 97 (3), 241–50. (2001)
46. Parfenov, Yu.D., Polonium-210 in the environment and in the human organism. At. Energy. Rev. 12 (1), 75–143. (1974)
47. Seiler, R.L., Wiemels, J.L., Occurrence of ^{210}Po and Biological Effects of Low-Level Exposure: The Need for Research. Environ. Health. Perspectives. 120 (9), 1230–1237. (2012)

48. Pesznyák, Cs., Sáfrány, G., Sugárbiológia, Budapest. (2016)
49. Oertel, N., Nehézfémetek biomonitorozása a Dunában. „A Dunának, mely múlt, jelen s jövő...”. 50 éves az MTA Magyar Dunakutató Állomása (1957-2007). Szemelvények az Állomás tudományos eredményeiből. MTA ÖBKI – MDÁ, Göd – Vácrátót, 109–123. 2007.
50. Burger, J., A model for selecting bioindicators to monitor radionuclide concentrations using Amchitka Island in the Aleutians as a case study. *Environmental Research*, 105, 316–323. (2007)
51. Wolterbeek, H.T., Bode, P., Strategies in sampling and sample handling in the context of large-scale plant biomonitoring surveys of trace element air pollution. *Science of the Total Environment*. 176 (1-3), 33–43. (1995)
52. Needham, L.L., Calafat, A.M., Barr, D.B., Uses and issues of biomonitoring. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 210, 229–238, (2007)
53. Persson, B.R., Holm E., Polonium-210 and lead-210 in the terrestrial environment: a historical review. *Journal of Environmental Radioactivity*, 102, 420–429, (2011)
54. Radford, E.P., Hunt, V.R., Polonium-210: A Volatile Radioelement in Cigarettes. *Science*. 143, 247–249. (1964)
55. Fuhrmann, M., Lanzirotti A., ²⁴¹Am, ¹³⁷Cs, Sr and Pb uptake by tobacco as influenced by application of Fe chelators. *Journal of Environmental Radioactivity*. 82, 33–50. (2005)
56. Francis, C.W., Chesters, G., Erhardt, W.H., Polonium-210 entry into plants. *Environmental Science & Technology*. 2, 690–695. (1968)
57. Nain, M., Chauhan, R.P., Chakarvarti, S.K., Alpha radioactivity in tobacco leaves: Effect off fertilizers. *Radiation Measurements*. 43, S515–S519. (2008)
58. Kovács, T., Bodrogi, E., Somlai, J., Gorjánác Z., ²¹⁰Po- and ²¹⁰Pb-determination in Hungarian grown tobacco. *Radiation Technology*. 3, 165–169. (2004)
59. Khater, A.E.M., Polonium-210 budget in cigarettes. *Journal of Environmental Radioactivity*. 71, 33–41. (2004)
60. Peres, A.C., Hiromoto G., Evaluation of ²¹⁰Pb and ²¹⁰Po in cigarette tobacco produced in Brazil. *Journal of Environmental Radioactivity*. 62, 115–119. (2002)
61. Savidou, A., Kehagia, K., Eleftheriadis K., Concentration levels of ²¹⁰Pb and ²¹⁰Po in dry tobacco leaves in Greece. *Journal of Environmental Radioactivity*. 85, 94–102. (2006)

62. Khater, A.E.M., Polonium-210 in cigarette tobacco. *International Journal of Low Radiation*. 3, 224–233. (2006)
63. Papastefanou, C., Radiation dose from cigarette tobacco. *Radiation Protection Dosimetry*. 123, 68–73. (2007)
64. Tahir, S.N.A., 2009. Results of survey for assessing awareness level regarding radiological hazards of tobacco smoking. *Radiation Protection Dosimetry*. 133, 111–114. (2009)
65. Shousha, H.A., Ahmad, F., 2011. Natural radioactivity contents in tobacco and radiation dose induced from smoking. *Radiation Protection Dosimetry*. 1–5. (2011)
66. Martell, E.A., Tobacco radioactivity and cancer in smokers. *American Scientist*. 63, 404–412. (1975)
67. Cankurt, S., Görgün, A.U., Determination and distribution of ^{210}Po in different morphological parts of tobacco plants and radiation dose assessment from cigarettes in Turkey. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 197(110603). (2020)
68. Papastefanou, C., Radioactivity in tobacco leaves. *Journal of Environmental Radioactivity*. 53, 67–73. (2001)
69. Gombert, S., Asta, J., Seaward, M.R.D., Lichens and tobacco plants as complementary biomonitors of air pollution in the Grenoble area (Isere, Southeast France). *Ecological Indicators*. 6, 429–443. (2006)
70. Wang, W., Finlayson-Pitts, B.J., Measurement of Trace Metals in Tobacco and Cigarette Ash by Inductively Coupled Plasma-Atomic Emission Spectroscopy. *Journal of Chemical Education*. 80, 83. (2003)
71. Kafiattullah, A., Shamsi S.R.A., Ozone biomonitoring in Pakistan using tobacco cultivar Bel-W3. *Pakistan Journal of Botany*, 44 (2), 717–723. (2012)
72. Ribas, A., Filella I., Gimeno, B.S., Peñuelas, J., Evaluation of Tobacco Cultivars as Bioindicators and Biomonitors of Ozone Phytotoxic Levels in Catalonia. *Water, Air and Soil Pollution*. 107, 347–365. (1998)
73. Ajab, H., Yasmeeen, S., Yaqub, A., Ajab, Z., Junaid, M., Siddique, M., Farooq, R., Malik, S.A., Evaluation of trace metals in tobacco of local and imported cigarette brands used

in Pakistan by spectrophotometer through microwave digestion. *Journal of Toxicological Sciences*. 33, 415–420. (2008)

74. U.S. EPA (2009) Risk assessment guidance for superfund (RAGS). volume I: human health evaluation manual (part F, supplemental guidance for inhalation risk assessment):Final. (EPA/540/R-070/002) Washington, DC

75. Proshad, R., Zhang, D., Uddin, M., Wu, Y., Presence of cadmium and lead in tobacco and soil with ecological and human health risks in Sichuan province, China. *Environmental Science and Pollution Research*. 27(18). (2020)

76. Máté, B., Csordás, A., Horváth, M., Somlai, J., Kovács T., Pb(Po)-210 concentration of tobacco samples grown in the vicinity of a remedied uranium mine. *Radioprotection*. 46, 161–165. (2011)

77. Prueitt, R.L., Goodman, J.E., Valberg, P.A., Radionuclides in cigarettes may lead to carcinogenesis via p16INK4a inactivation. *Journal of Environmental Radioactivity*. 100, 157–161. (2009)

78. Máté, B., A mecseki uránbánya rekultivációjának ellenőrzése bioindikációs módszerrel. Pannon Egyetem, Radiokémiai Tanszék. (2012)

79. Nair, R.N., Sunny, F., Manikanda, S.T., Modelling of decay chain transport in groundwater from uranium tailing ponds. *Applied Mathematical Modelling*. 34, 2300–2311. (2010)

80. Martell, E.A., Radioactivity of tobacco trichomes and insoluble cigarette smoke particles. *Nature (London, U. K.)*. 249, 215–217. (1974)

81. Hong, C., Song-Tao, Z., Hui-Juan, Y., Hao, J., Xiu-Jie, W., Gene expression profile analysis of tobacco leaf trichomes. *BMC Plant Biology*. 11 (76), (2011)

82. Tso, T.C., Harley, N., Alexander, L.T., Source of lead-210 and polonium-210 in tobacco. *Science*. 153, 880–882. (1966)

83. Skwarzec, B., Strumińska, D.I., Ulatowski, J., Golebiowski, M., Determination and Distribution of ²¹⁰Po in Tobacco Plants from Poland. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. 250, 319–322. (2001)

84. Máté, B., Horváth, M., Somlai, J., Kovács, T., Using tobacco plants as biomonitors of contaminated NORM areas. *Journal of Radiological Protection*. 33 (1), 81–89. (2013)

85. Sárdi, K.; Agrokémia, A növénytáplálás alapjai, Veszprémi Egyetem Georgikon Mezőgazdaságtudományi kar, Talajtan és agrokémia tanszék, Kari jegyzet. (2003)
86. Loch, J., Nosticzius Á., Agrokémia és növényvédelmi kémia. (2004)
87. Abril, J. M.; Garcia-Tenorio, R.; Enamorado, S. M.; Hurtado, M. D.; Andreu, L. ; Delgado, A., The cumulative effect of three decades of phosphogypsum amendments in reclaimed marsh soils from SW Spain: 226Ra, 238U and Cd contents in soils and tomato fruit. *The Science of the Total Environment*. 403, 80–88. (2008)
88. Boscov, M. E. G., Cunha, I. I. L.; Saito, R. T., Radium migration through liners at waste disposal sites. *The Science of the Total Environment*. 266, 259–264. (2001)
89. Tso, T. C.; Fisenne, I., Translocation and distribution of Lead-210 and Polonium-210 supplied to tobacco plants. *Radiation Botany*. 8 (6), 457–462. (1968)
90. Athalye, V. V., Minstry, K. B., Foliar retention, transport and leaching of polonium-210 and lead-210. *Radiation Botany*. 12 (4), 287–290. (1972)
91. Kilhau, Gustave, F., Radioactive Tobacco. *Radiologic Technology*. p217 (6) ISSN 0033–8397. (1996)
92. Berger, K.C., Erhardt, W.H., Francis, C.W., Polonium-210 analyses of vegetables, cured and uncured tobacco, and associated soils. *Science*. 150 (3704), 1738–1739. (1965)
93. Balabanova, B., Stafilov, T., Šajn, R., Bačeva, K., Comparison of response of moss, lichens and attic dust to geology and atmospheric pollution from copper mine. *International Journal of Environmental Science and Technology*. 11, 517–528. (2014)
94. Ogunkunle, C.O., Fatoba, P.O., Awotoye, O.O., Olorunmaiye, K.S., Root-shoot partitioning of copper, chromium and zinc in *Lycopersicon esculentum* and *Amaranthus hybridus* grown in cement-polluted soil. *Environmental and Experimental Biology*. 11, 131–136. (2013)
95. Yan, X., Zhang, F., Zeng, C., Zhang, M., Devkota, L.P., Yao, T., Relationship between heavy metal concentrations in soils and grasses of roadside farmland in Nepal. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. 9, 3209–3226. (2012)

96. Kouamé, I.K., Kouassi, L.K., Dibi, B., Adou, K.M., Rascanu, I.D., Romanescu, G., Savané, I., Sandu, I., Potential groundwater pollution risks by heavy metals from agricultural soil in Songon area (Abidjan, Côte d'Ivoire). *The Journal of Environmental Protection*. 4, 1441–1448. (2013)
97. Shamuyarira, K.K., Gumbo, J.R., Assessment of heavy metals in municipal sewage sludge: A case study of Limpopo Province, South Africa. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. 11, 2569–2579. (2014)
98. Bi, X., Feng, X., Yang, Y., Qiu, G., Li, G., Li, F., Liu, T., Fu, Z., Jin, Z., Environmental contamination of heavy metals from zinc smelting areas in Hezhang County, western Guizhou, China. *Environment International*. 32, 883–890. (2006)
99. Tarradellas, J., Bitton, G., Russel, D., *Soil Ecotoxicology*. (ed) CRC Lewis Publisher. New York. (1996)
100. Panuccio, M.R., Sorgonà, A., Rizzo, M., Cacco, G., Cadmium adsorption on vermiculite, zeolite and pumice: batch experimental studies. *Journal of Environmental Manage.* 90, 364–374. (2009)
101. Guala, S.D., Vegaa, F.A. Covelo, E.F., The dynamics of heavy metals in plant-soil interactions. *Ecological Modelling*. 221, 1148–1152. (2001)
102. Mmolawa, K.B., Likuku, A.S., Gaboutloeloe, G.K., Assessment of heavy metal pollution in soils major roadside areas in Botswana. *African Journal of Environmental Science and Technology*. 5, 186–196. (2011)
103. Freitas, H., Prasad, M.N.V., Pratas, J., Plant community tolerant to trace elements growing on the degraded soils of São Domingos mine in the south east of Portugal: environmental implications. *Environment International*. 30, 65–72. (2004)
104. Mirecki, N., Agic, R., Šunić, L., Milenković, L., Ilić, Z.S., Transfer factor as indicator of heavy metals content in plants. *Fresenius Environmental Bulletin*. 24 (11), 4212–4219. (2015)
105. Napier, B. A., Fellows, R. J., Krupka, K. M., *Radionuclide Behavior in Soils and Soil-to-Plant Concentration Ratios for Assessing Food Chain Pathways*(NUREG/CR-7120, PNNL-20979), U.S.NRC, Protecting People and the Environment. (2012)

106. Uchida, S., Tagami, K., Hirai, I., Soil-to-Plant Transfer Factors of Stable Elements and Naturally Occurring Radionuclides: (1) Upland Field Crops Collected in Japan . Journal of Nuclear Science and Technology. 44 (5), (2007)
107. Duong, V. H., Nguyen, T. D., Kocsis, E., Csordas, A., Hegedus, M., Kovacs, T., Transfer of radionuclides from soil to *Acacia auriculiformis* trees in high radioactive background areas in North Vietnam. Journal of Environmental Radioactivity. 229–230. (2021)
108. Transfer of naturally occurring radionuclides from soil to wild forest flora in an area with enhanced legacy and natural radioactivity in Norway, Jelena Mrdakovic Popic, Deborah H. Oughton, Brit Salbu, Lindis Skipperud Journal of Physical Science, Vol. 24(1), 95–113, 2013 © Penerbit Universiti Sains Malaysia, 2013
109. Radioactivity Concentrations in Soil and Transfer Factors of Radionuclides from Soil to Grass and Plants in the Chittagong City of Bangladesh Shyamal Ranjan Chakraborty, Rezaul Azim* , A. K. M. Rezaul Rahman and Rashmi Sarker]
110. Krstic, B., Stankovic, D., Igetic, R., Nikolic, N., The potential of different plant species for nickel accumulation. Biotechnology & Biotechnological Equipment. 21, 431–436. (2007)
111. Jolly, Y.N., Islam, A., Akbar, S., Transfer of metals from soil to vegetables and possible health risk assessment. SpringerPlus. 2, 385. (2013)
112. Filipović-Trajković, R., Ilić, S.Z., Šunić, L., The potential of different plant species for heavy metals accumulation and distribution. The Journal of Food, Agriculture and Environment. 10, 959–964. (2012)
113. Naser, H.M., Sultana, S., Mahmud, N.U., Gomes, R., Noor, S., Heavy metal levels in vegetables with growth stage and plant species variations. Bangladesh Journal of Agricultural Research. 36, 563–574. (2011)
114. Rangnekar, S.S., Sahu, S.K., Pandit, G.G., Gaikwad, V.B., Study of uptake of Pb and Cd by three nutritionally important Indian vegetables grown in artificially contaminated soils of Mumbai, India. International Research Journal of Environmental Sciences. 2, 1–5. (2013a)
115. International Atomic Energy Agency: Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments. Technical reports series no. 472, Vienna, (2010)

116. Rangnekar, S.S., Sahu, S.K., Pandit, G.G., Gaikwad, V.B., Accumulation and Translocation of Nickel and Cobalt in Nutritionally important Indian vegetables grown in artificially contaminated soil of Mumbai, India. *Research Journal of Agricultural and Forest Sciences*. 1, 15–21. (2013b)
117. Smical, A.I., Hotea, V., Oros, V., Juhasz, J., Pop, E., Studies on transfer and bioaccumulation of heavy metals from soil into lettuce. *Environmental Engineering and Management Journal*. 7, 609–615. (2008)
118. Ilić, S.Z., Mirecki, N., Filipović-Trajković, R., Kapoulas, N., Milenković, L., Šunić, L., Effect of Pb on seed germination and his translocation in different seed tissues during sprouting. *Fresenius Environmental Bulletin*. 24, 670–675. (2015)
119. Zichler, Sz., Ocskay, R., Salma, I., Budapest levegőszennyezettségének története. *Levegő Munkacsoport*. (2007)
120. Seinfeld, J.H., Pandis, S.N., *Atmospheric Chemistry and Physics*. Wiley, New York. (1998)
121. Wichmann, H.E., Spix, C., Tuch, T., Woelke, G., Peters, A., Heinrich, J., Kreyling, W.G., Heyder, J., Daily mortality and fine and ultrafine particles in Erfurt, Germany. Part I: Role of particle number and particle mass. *Health Effects Institute Research Report*. 98, Cambridge, USA. (1998)
122. Lippman, M., Ito, K., Nádas, A., Burnett, R.T., 2000. Association of particulate matter components with daily mortality and morbidity in urban pollutions. *Research Report 95*. Health Effects Institute, Cambridge, USA. (2000)
123. Burnett, R.T., Brook, J.R., Dann, T., Delocla, C., Philips, O., Cakmak, S., Vincent, R., Goldberg, M.S., Krewski, D., Association between particulate- and gas-phase components of urban air pollution and daily mortality in eight Canadian cities. *Inhalation Toxicol*. 12S, 15–39. (2000)
124. Castillejos, M., Borja-Aburto, V.H., Dockery, D.W., Gold, D.R., Loomis, D., Airborne coarse particles and mortality. *Inhalation Toxicol*. 12S, 67–72. (2000)
125. Samet, J.M., Dominich, F., Curriero, F.C., Coursac, I., Zeger, S.L., Fine particulate air pollution and mortality in 20 U.S. cities, 1987-1994. *The New England Journal of Medicine*. 343 (24). (2000)

126. Pope, C.A., Dockery, D.W., Health Effects of Fine Particulate Air Pollution: Lines that Connect. *Journal of the Air & Waste Management Association*. 56 (6), 709–742. (2006)
127. Németh, P., Levegőszennyezés környezet-egészségügyi hatásának vizsgálata Veszprém megyében, Diplomadolgozat. (2016)
128. Rudnai, P., Náray, M., Rudnai, T., Tóth, E., Kanizsai, J., Néhány toxikus fém koncentrációja a vörösiszappal elárasztott területen élő gyermekek vizeletében. *Népegészségügy*. 89 (3), 229–235. (2011)
129. Páldy, A., Rudnai, P., Varró, M.J., Bobvos, J., Rudnai, T., Nagy, A., Dura, GY., A vörösiszap katasztrófa által érintett lakosság heveny légúti morbiditásának összefüggése a szálló por szennyezettséggel. *Népegészségügy*. 89 (3), 220–229. (2011)
130. Somlai, J., Kovács, J., Sas, Z., Bui, P., Szeiler, G., Jobbágy, V., Kovács T., Vörösiszap-tározó sérülésével kapcsolatos sugárterhelés becslése. *Magyar Kémikusok lapja*. (2010)
131. United Nations. Sources and effects of ionizing radiation. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, 2008. Report to the General Assembly, with scientific annexes. United Nations, New York (2008)
132. International Atomic Energy Agency: Factsheets & FAQs – Polonium-210. Elérhető: https://www.iaea.org/sites/default/files/faqs_2006_-_polonium-210.pdf
133. Lendvai, J., Környezetvédelmi mérés technika III: talajvizsgálatok.
134. Gerlach, R., Dobb, D. E., Raab, G. A., Nocerino, J. M., GY sampling theory in environmental studies. 1. Assessing soil splitting protocols. *Journal of Chemometrics*. 16, 321–328. (2002)
135. Campos-M., M., Campos-C., R., Application of quartering method in soils and foods. *Journal of Engineering Research and Application*. 7 (1), 35–39. (2017)
136. Tokonami, S., Kovács, T., Yoshinaga, S., Ishikawa, T., Kobayashi, Y., ^{210}Po and ^{210}Pb concentration of cigarettes in Gansu and Yunnan province (China) and their estimated dose contribution due to smoking. *Japanese Journal of Health Physics*. 43, 131–134. (2008)
137. Kovács, T., Somlai, J., Nagy, K., Szeiler, G., ^{210}Po and ^{210}Pb concentration of cigarettes traded in Hungary and their estimated dose contribution due to smoking. *Radiation measurements*. 42 (10), 1737–1741. (2007)

138. Martin, P., Hancock, G.J., Peak resolution and tailing in alpha-particle spectrometry for environmental samples. *Applied Radiation and Isotopes*. 61, 161–165. (2004)
139. Crespo, M.T., A review of electrodeposition methods for the preparation of alpha-radiation sources. *Applied Radiation and Isotopes*. 70, 210–215. (2012)
140. Karali, T., Olmez, S., Yener, G., Study of Spontaneous Deposition of ^{210}Po on Various Metals and Application for Activity Assessment in Cigarette Smoke. *Applied Radiation and Isotopes*. 47, 409–411. (1996)
141. International Atomic Energy Agency: A Procedure for the Determination of Po-210 in Water Samples by Alpha Spectrometry. *Analytical Quality in Nuclear Applications Series No. 12*, Vienna (2009)
142. Jobbágy, V., Kávási, N., Somlai, J., Máté, B., Kovács, T., Radiochemical characterization of spring waters in Balaton Upland, Hungary, estimation of radiation dose to members of public. *Microchemical Journal*. 94 (2), 159–165. (2010)
143. Holmes, L., Alpha-spectrometric analysis of environmental samples – spreadsheet approach. In *IAEA-TECDOC-1401: Quantifying uncertainty in nuclear analytical measurements*. Vienna. (2004)
144. Currie, L.A., *Analytical Chemistry* (Washington, DC, U. S.). 40, 586–593. (1968)
145. Fábrián, F., Csordás, A., Shahrokhi, A., Somlai, J., Kovács, T., Calibration of CR-39-based thoron progeny device. *Radiation protection dosimetry*. 160 (1-3), 169–172. (2014)
146. Bátor, G., Csordás, A., Horváth, D., Somlai, J., Kovács, T., A comparison of a track shape analysis-based automated slide scanner system with traditional methods. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. 306 (1), 333–339. (2015)
147. Shakhashiro, A., Tarján, S., Ceccatelli, A., Kis-Benedek, G., Betti, M. IAEA-447: A new certified reference material for environmental radioactivity measurements. *Appl. Radiat. Isot.* 70, 1632–1643. (2012)
148. ICRP, I Publication 67, Age-dependent Doses to Members of the Public from Intake of Radionuclides: Part 2 Ingestion Dose Coefficients, *Ann. ICRP* 23 (3–4), (1994)
149. Cosma, C., Dancea, F., Jurcut, T., Ristoiu D., Determination of ^{222}Rn emanation fraction and diffusion coefficient in concrete using accumulation chambers and the influence of humidity and radium distribution. *Applied. Radiation. Isotopes*. 54 (3), 467–473. (2001)

150. Sas, Z., Építőanyagok radonemanációját és exhalációját befolyásoló paraméterek meghatározása. Pannon Egyetem, Radiokémiai és Radioökológiai Intézet. Doktori (PhD) Értekezés. (2012)
151. Máté, B., Horváth, M., Csordás, A., Somlai, J., Kovács, T., Pb(Po)-210 levels of tobacco samples at remedied uranium mine. International Conference Environment & Progress: Environment - Research, Protection and Management, 11-12 November 2011, Cluj Napoca, Romania, ISBN:1584-6733, 79. (2011)

VIII. A DOKTORI ÉRTEKEZLET TÉZISEI

I. TÉZIS

A Pannon Egyetem Radiokémiai és Radioökológiai Intézeti Tanszék munkatársai által megállapított, alacsony talaj Po(Pb)-210 aktivitás koncentráció (26,0- 53,6 mBq/g) mellett kvázi lineáris jelleggörbe, azaz a talaj és a dohánynövény levelének Po(Pb)-210 aktivitás koncentrációja közötti szoros összefüggés a javasolt 20-100 mBq/g indikációs tartományon a megfigyelt területen nem áll fenn, és nem magyarázza a kutatásaim alatt megfigyelt aktivitás koncentrációkat.

A megfigyelt területen nincs jó korreláció a talaj Ra-226 tartalma, a talaj Po(Pb)-210 tartalma, illetve a levegő Rn-222 tartalma és a dohánylevelek Po(Pb)-210 koncentrációja között. A megfigyelt aktivitás koncentrációk azt jelzik, hogy valamilyen külső forrásból érkező, eltérő egyensúlyi állapotú, a helyben található magasabb Po(Pb)-210 aktivitás koncentrációjú aeroszol megnöveli a dohányleveleken megfigyelt Po(Pb)-210 koncentrációt a szennyezett területeken. Ez a külső forrás feltehetően a vörösiszap tározóból kiporzó többlet Po(Pb)-210.

II. TÉZIS

Igazoltam a dohánynövény Po(Pb)-210 aeroszol biomonitoringra való alkalmazhatóságát a vörösiszap tározó környékére, valamint a vörösiszap sújtotta településekre kiültetett dohánynövényekben mért Po(Pb)-210 aktivitás koncentrációk alapján. A 6-os mintavételi pont mutatja, hogy a gyökerén keresztül is vesz fel Po(Pb)- 210-t, azonban talaj megemelkedett Ra-226 és Po(Pb)-210 tartalma nem emelte meg a vörösiszap kiporzásnak kitett területekhez hasonló mértékben a dohánylevél Po(Pb)-210 aktivitás koncentrációját. Ezzel szemben a tározótól való távolság és a vörösiszap tározóhoz közel ültetett növényekben mérhető Po(Pb)-210 a Pearson korrelációs koefficiens alapján összefügg, a közelebbi, nagyobb

aeroszol terhelésnek kitett növények esetén magasabb. Ennek következtében a 2011-ben és 2012-ben kiszámolt átlagos Po(Pb)-210 látszólagos transzfer faktorok szignifikánsan nagyobbak voltak a szennyezett mintákban, mint a nem szennyezett területeken lévő mintákban. A kapott adatok alapján a porszennyezésnek kitett területeken a talajhoz képest aránytalanul megnövekedett a levelek aktivitás koncentrációja.

III. TÉZIS

Az eredmények alapján elmondható, hogy jelentős radionuklid migráció nem történt a vizsgált területeken, azonban jól megfigyelhető a kiporzás hatása.

A három vizsgált év meteorológiai adatait és a dohánynövényben megfigyelt Po(Pb)-210 aktivitás koncentrációkat összehasonlítva megfigyelhető, hogy **a száraz és szeles időjárás jelentős mennyiségű porterheléssel jár, melyet mind a közeli meteorológiai állomás által mért porterhelésben, mind a dohánylevelek Po(Pb)-210 aktivitásának növekményében megfigyelhető.** A 2012-es év volt a legmelegebb, a legszárazabb és a legszelesebb a vegetációs időszakot illetően, ekkor a porterhelés többször meg is haladta az egészségügyi határértéket. Ebben az évben a dohánylevelek Po(Pb)-210 aktivitásának átlagos koncentrációja a szennyezett területeken termesztett dohánylevelekben szignifikánsan magasabb volt, mint 2011-ben és 2014-ben.

A csapadék ezzel szemben megnöveli a légköri kihullást, így a tározó okozta aeroszol és Po(Pb)-210 terhelés a tározó közvetlen környezetére korlátozódott. A 2014-es év volt a legcsapadékosabb és ebben az évben volt a legkisebb a szélsébség, ezáltal nagyobb volt a nedves kihullás és kisebb az aeroszol terhelés. 2014-ben a talaj Po(Pb)-210 aktivitás koncentrációja és a távolság között az eredmények mérsékelt korrelációt mutattak, viszont a tározók közvetlen közelében lévő talajban és a dohánylevelekben a Po(Pb)-210 aktivitás koncentráció tovább nőtt a 2012-es évhez képest.

IX. THESES OF THE PHD DISSERTATION

I. THESIS

The quasi linear characteristics curve observed at low activity concentrations (26,0-53,6 mBq/g) by the colleagues from the Institute of Radiochemistry and Radioecology at the University of Pannonia, suggesting a good correlation between Po(Pb)-210 activity concentrations in soil and tobacco leaves with a suggested indication range of 20-100 mBq/g is not present in the observed area, and it does not explain the activity concentrations observed in my study.

There is no good correlation between Ra-226 content in soil, Po(Pb)-210 content in soil or Rn-222 concentration in air and the activity concentration of Po(Pb)-210 in the tobacco leaves. The observed activity concentrations indicate that an aerosol with a different equilibrium state and a higher Po(Pb)-210 activity concentration than locally observable from an external source is increasing the Po(Pb)-210 activity concentration

measured in tobacco leaves. This external source is probably the dust coming from the red mud depository containing excess Po(Pb)-210.

II. THESIS

I have proven the usability of tobacco plants for the biomonitoring of Po(Pb)-210 aerosol based on the Po(Pb)-210 activity concentrations measured in tobacco plants grown in the vicinity of the red mud depository and settlements afflicted by the red mud.

Sampling point 6 shows that tobacco plants take up Po(Pb)-210 through their roots, however the elevated Ra-226 and Po(Pb)-210 content of soil did not increase the Po(Pb)-210 concentration in the tobacco leaves to a similar extent as was observed in the areas afflicted by the resuspended red mud. On the other hand the distance from the depository and the Po(Pb)-210 activity concentration measurable in the plants are correlated according to the

Pearson correlation coefficient, the plants located nearer, with the higher aerosol load, have higher concentrations. Based on the obtained data areas afflicted with dust fallout have tobacco leaves with activity concentrations elevated unproportionally compared to concentrations in soil.

III. THESIS

Based on the results it can be said that there is no significant radionuclide migration in the observed area, however the effects of the dust from the red mud deposition can be easily observed.

Comparing the weather data of the three years and the Po(Pb)-210 activity concentrations observed in the tobacco plants we can observe **that dry and windy weather will result in a significant dust load, which we can find in both the dust load measured at a nearby weather station and the increase in the increase of Po(Pb)-210 activity concentrations observed in the tobacco leaves.**

2012 was the hottest, the driest and the windiest in the vegetation period, during which the aerosol concentration exceeded public health regulations multiple times. In this year the average Po(Pb)-210 activity concentration of the tobacco leaves was significantly higher than in 2011 and 2014.

On the other hand precipitation increases wet deposition, so the aerosol load from the red mud depository and the accompanying Po(Pb)-210 load was limited to the near vicinity of the depository. The year 2014 had the most precipitation and the lowest wind speed, increasing wet fallout and decreasing aerosol load. In 2014, the correlation between soil Po(Pb)-210 activity concentrations and the distance was moderate, but in the close vicinity of the depository Po(Pb)- 210 activity concentrations further increased in both soil and tobacco leaves compared to 2012.

X. ÉRTEKEZÉS ALAPJÁT KÉPZŐ TUDOMÁNYOS KÖZLEMÉNYEK JEGYZÉKE

Az értekezés témájával kapcsolatos publikációk:

Cikkek

Kovács, T., Horváth, M., Csordás, A., Bátor, G., Tóth-Bodrogi, E., **Tobacco plant as possible biomonitoring tool of red mud dust fallout and increased natural radioactivity.** Heliyon. 6: 3 p. e03455 Paper: e03455 (2020)

Horváth, M., Shahrokhi, A., Bátor, P., Tóth-Bodrogi, E., Kovács, T., **Determination of Po-210 content in cigarette smoke using a smoking machine: A case study of Iranian cigarettes.** Journal of Environmental Radioactivity. 174 pp. 66-70. 5 p. (2017)

Kovács, T., Horváth, M., Sas, Z., Dung, B.D., Minh T.K., **Determination of 210Po content of vietnamese tobacco samples.** Central European Journal of Chemistry. 12: 11 pp. 1127-1132. 6 p. (2014)

Máté, B., Horváth, M., Somlai, J., Kovács, T., **Using tobacco plants as biomonitors of contaminated norm areas.** Journal of Radiological Protection. 33: 1 pp. 81-89. 9 p. (2013)

Konferencia kiadványok

Jónás, J., Horváth, M., Bátor, G., Kovács, T., Somlai, J., **Radiological survey and monitoring of special remediated area in Hungary.** In: T, Kovács; E, Tóth-Bodrogi; G, Bátor (szerk.) V. Terrestrial Radioisotopes in Environment: International Conference on Environmental Protection, Veszprém, Magyarország: Social Organization for Radioecological Cleanliness p. 48. (2016)

Horváth, M., Hegedűs, M., Csordás, A., Somlai, J., Kovács, T., **Preliminary study of polonium intake of tobacco plant: adsorption path.** In: Proceedings of the 3rd International Conference on Po and Radioactive Pb isotopes p. 141. (2015)

Kovács, T., Horváth, M., Csordás, A., Bátor, G., Tóth-Bodrogi, E., Somlai, J., **Po-210 and Pb-210 concentrations of tobacco plant grown on contaminated areas.** In: Proceedings of the 3rd International Conference on Po and Radioactive Pb isotopes (2015)

Egyéb publikációk:

Cikkek:

Ozden, B., Guler, E., Vaasma, T., Horvath, M., Kiisk, M., Kovacs, T., **Enrichment of naturally occurring radionuclides and trace elements in Yatagan and Yenikoy coal-red thermal power plants, Turkey.** Journal of Environmental Radioactivity. 188: 8 pp. 100-107., 8 p. (2018)

Horvath, M., Ipbuker, C., Hegedus, M., Kovacs, T., Tkaczyk, A.H., **Development of measurement system for adsorption of long-lived radon decay products on the leaf surface of tobacco plants.** Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry. 313: 2 pp. 391-400., 10 p. (2017)

Csordás, A., Fábíán, F., Horváth, M., Hegedűs, M., Somlai, J., Kovács, T., **Preparation and characterisation of ceramic-based thoron sources for thoron calibration chamber.** Radiation Protection Dosimetry. 167: 1-3 p. 151 (2015)

Kovács, T., Horváth, M., Tóth-Bodrogi, E., Somlai, J., ^{210}Po , ^{210}Pb , ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K and ^{137}Cs **Concentration of Medicinal Herbs.** Radiation Emergency Medicine. 4: 2 pp. 40-44., 5 p. (2015)

Gregorič, A., Vaupotič, J., Kardos, R., Horváth, M., Bujtor, T., Kovács, T., **Radon emanation of soils from different lithological units.** Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences. 8: 2 pp. 185-190. ,6 p. (2013)

Máté, B., Horváth, M., Somlai, J., Kovács, L., Kovács T., **^{210}Po activity concentration of blood samples after the radon inhalatoric therapy.** Radiation Emergency Medicine. 1: 1-2 pp. 121-126., 6 p. (2012)

Kovács, T., Somlai, J., Máté, B., Horváth, M., Csordás, A., **Növény- és gombaminták ^{210}Po és ^{210}Pb koncentrációjának meghatározása alfa-spektrometriai módszerrel.** Magyar Tudomány, 2012, Vol. 2 146 – 151.

Máté, B., Csordás, A., Horváth, M., Somlai, J., Kovács, T., **Pb(Po)-210 concentration of tobacco samples grown in the vicinity of a remedied uranium mine.** Radioprotection. 46: 6 pp. S161-S165. (2011)

Konferencia kiadványok:

Ozden, B., Guler, E., Vaasma, T., Horvath, M., Kiisk, M., Kovács, T., **The enrichment of NORM in Yatagan and Yenikoy coal_red thermal power plants, Turkey.** In: 7th International Symposium on IN Situ NUClear METrology as a tool for radioecology - INSINUME 2017 : Book of Abstracts p. 52 (2017)

Horváth, M., Jónás, J., Szántó, J., Shahrokhi, A., Kelmen, Sz., Begy, R., Kovács, T., **Results of laboratory intercomparison of Ra-226 measurements in drinking water.** In: T, Kovács; E, Tóth-Bodrogi; G, Bátor (szerk.) V. Terrestrial Radioisotopes in Environment: International Conference on Environmental Protection, Veszprém, Magyarország: Social Organization for Radioecological Cleanliness p. 94 (2016)

Horváth, M., Bátor, P., Tóth-Bodrogi, E., **Kovács, T., Determination of Po-210 content in cigarette smoke using smoking machine.** In: Proceedings of the 3rd International Conference on Po and Radioactive Pb isotopes p. 63 (2015)

Tóth-Bodrogi, E., Horváth, M., Csordás, A., Shahrokhi, A., Kovács, T., **Determination of Po-210 concentration of iranian cigarettes.** In: Proceedings of the 3rd International Conference on Po and Radioactive Pb isotopes p. 140 (2015)

Csordás, A., Fábrián, F., Horváth, M., Hegedűs, M., Somlai, J., Kovács, T., **Preparation and characterization of ceramic based thoron sources for thoron calibration chamber.** The 9th International Symposium on the Natural Radiation Environment (NRE-IX) 22 – 26 September, 2014, HIROSAKI, JAPAN (2014)

Horváth, M., Tóth-Bodrogi, E., Bátor, G., Ujhidy, A., **Kovács, T., Study of polonium content in cigarette smoke.** The 9th International Symposium on the Natural Radiation Environment (NRE-IX) 22 – 26 September, 2014, HIROSAKI, JAPAN, Megjelenés: Japán (2014)

Horváth, M., Csordás, A., Hegedűs, M., Kovács, T., **Radionuklidok feldúsulása ipari termékekben és melléktermékekben és azok környezeti hatásai.** PhD hallgatók anyagtudományi napja XIV., 2014. november 24., Veszprém, Hungary

Csordás, A., Horváth, M., Hegedűs, M., Kovács, T., **Kerámia alapú toron források készítése és minősítése.** PhD hallgatók anyagtudományi napja XIV., 2014. november 24., Veszprém, Hungary

Hegedűs, M., Somlai, J., Kovács, T., Horváth, M., Csordás, A., **NORM anyagokból való kioldódási vizsgálatok a vörösiszap példáján.** PhD hallgatók anyagtudományi napja XIV., 2014. november 24., Veszprém, Hungary

Máté, B., Várhegyi, A., Horváth, M., Somlai, J., Kovács, T., **Study of uranium, radium and lead isotope migration on the Mecsek remediated uranium mine sites.** In: Tibor, Kovács; János, Somlai; Borbála, Máté (szerk.) III. Terrestrial Radioisotopes in Environment: International Conference on Environmental Protection, Veszprém, Magyarország: Pannon Egyetemi Kiadó, pp. 99-102., 4 p. (2012)

Máté, B., Horváth, M., Somlai, J., Kovács, T., **Using tobacco plant as bioindicator of the contaminated NORM areas.** In: Mirosław, Janik; Masahiro, Hosoda; Atsuyuki, Sorimachi; Shinji, Tokonami (szerk.) International Symposium on Natural Radiation Exposures and Low Dose Radiation Epidemiological Studies, Hirosaki, Japán: Hirosaki University, pp. 113-113. Paper: P-79, 1 p. (2012)

Máté, M., Horváth, M., Somlai, J., Kovács, L., Kovács, T., **^{210}Po activity concentration of blood samples after the radon inhalatoric therapy.** In: Prof, Dr. Goran Ristic (szerk.) Proceedings of the First International Conference on Radiation and Dosimetry in Various Fields of Research Nis, Szerbia: University of Nis, Faculty of Electronic Engineering, pp. 153-156., 4 p. (2012)

Fábián, F., Kardos, R., Csordás, A., Horváth, M., Kovács, T., **Determination of uranium in human urine samples using alpha spectrometry: A preliminary study.** In: Tibor, Kovács; János, Somlai; Borbála, Máté (szerk.) III. Terrestrial Radioisotopes in Environment: International Conference on Environmental Protection, Veszprém, Magyarország: Pannon Egyetemi Kiadó, pp. 149-152., 4 p. (2012)

Vaupotič, J., Gregorič, A., Kardos, R., Horváth, M., Bujtor, T., Kovács, T., **Radon emanation from soils of different lithological units.** In: Constantin, Cosma; Dan, Constantin Nita; Alexandra, Cucos Dinu (szerk.) First East European Radon Symposium Cluj-Napoca, Románia: Editura Risoprint, pp. 25-25., 1 p. (2012)

Horváth, M., Csordás, A., Máté, B., Fábián, F., Kardos, R., **Po-210/Pb-210 equilibrium measurements in tobacco samples.** In: Tibor, Kovács; János, Somlai; Borbála, Máté (szerk.) III. Terrestrial Radioisotopes in Environment : International Conference on Environmental Protection, Veszprém, Magyarország: Pannon Egyetemi Kiadó, pp. 153-156., 4 p. (2012)

Kardos, R., Máté, B., Horváth, M., Csordás, A., Gyöngyösi, Cs., Kovács, T., **Survey of uranium in spring waters from Budapest, Bátaapáti waters (industrial area) and Torna, Stream (disaster affected surface water)**. In: Tibor, Kovács; János, Somlai; Borbála, Máté (szerk.) III. Terrestrial Radioisotopes in Environment: International Conference on Environmental Protection, Veszprém, Magyarország: Pannon Egyetemi Kiadó, pp. 45-49., 5 p. (2012)

Máté, B., Csordás, A., Horváth, M., Somlai, J., Kovács, T., **Pb(Po)-210 concentration of tobacco samples grown in the vicinities of a remedied uranium mine**. ICRER2011, Hamilton, Canada, 19-24. 06. 2011., (2011)

Máté, B., Horváth, M., Csordás, M., Somlai, J., Kovács, T., **Pb(Po)-210 levels of tobacco and soil samples at remedied uranium mine**. In: Dumitru, Ristoiu; Melinda-Haydee, Kovacs; Adrian, Piticar; Andreea, Dragus (szerk.) International Conference Environment & Progress : Environment - Research, Protection and Management Cluj-Napoca, Románia: Babes-Bolyai University, Faculty of Environmental Science and Engineering, pp. 79-79., 1 p. (2011)

Csordás, A., Horváth, M., Máté, B., Somlai, J., Kovács, T., **A déli-bakonyból származó ehető gombafajok Po-210 koncentrációjának meghatározása**. In: Kovács, Tibor; Somlai, János (szerk.) II. Földkérgi radioizotópok a környezetünkben : Környezetvédelmi Konferencia, Veszprém, Magyarország: Pannon Egyetemi Kiadó, pp. 115-123., 9 p. (2011)

Kardos, R., Horváth, M., Bujtor, T., Vaupotic, J., Kovács, T., **Radon emanation of slovenian soil samples**. In: Kovács, Tibor; Somlai, János; Szabó, Csaba (szerk.) VI. Magyar Radon Fórum: A Radon a Környezetben Nemzetközi Workshop, Veszprém, Magyarország : Pannon Egyetemi Kiadó, pp. 249-254., 6 p. (2011)

Horváth, M., Csordás, A., Máté, B., **Dohánynövény alkalmazása remediált uránbánya területek vizsgálatában**. In: Üveges, Viktória (szerk.) Pannon Egyetem, Mérnöki Kar Bagoly Almanach (CD), Veszprém, Magyarország : Pannon Egyetem, pp. 54-59. (2011)

Horváth, M., Csordás, A., Máté, B., Somlai, J., Kovács, T., **Dohánynövény alkalmazása remediált uránbánya területek vizsgálatában**. In: Kovács, Tibor; Somlai, János (szerk.) II. Földkérgi radioizotópok a környezetünkben: Környezetvédelmi Konferencia, Veszprém, Magyarország: Pannon Egyetemi Kiadó, pp. 125-132., 8 p. (2011)

Kovács, T., Somlai, J., Máté, B., Horváth, M., Csordás, A., **Növény- és gombaminták ^{210}Po és ^{210}Pb koncentrációjának meghatározása alfa-spektrometriai módszerrel**. MTA Tudományos Ülés, 2011. május 04., MTA székház, Budapest (2011)

Máté, B., Horváth, M., Somlai, J., Kovács, T., **A mecseki uránbánya rekultivációjának ellenőrzése bioindikációs módszerrel.** In: Szentmiklósi, L (szerk.) Őszi Radiokémiai Napok 2011, Budapest, Magyarország: Magyar Kémikusok Egyesülete (MKE), pp. 65-70. , 6 p. (2011)

Máté, B., Csordás, A., Horváth, M., Somlai, J., Kovács, T., **Remediált uránbánya környékén termesztett dohányminták Po-210 koncentrációja.** In: Szentmiklósi, L (szerk.) Őszi Radiokémiai Napok 2010: A konferencia programja és előadás kivonatai, Budapest, Magyarország : Magyar Kémikusok Egyesülete (MKE), pp. 69-69., 1 p. (2010)

XI. KÖSZÖNETNYÍLVÁNÍTÁS

Ezúton szeretnék köszönetet mondani témavezetőmnek, dr. Kovács Tibornak a témavezetésért, a külföldi utakért, konferenciákon való részvételért és szakmai támogatásért.

Köszönöm a segítséget, valmament a jó hangulatot a Pannon Egyetem Radiokémiai és Radioökológiai Intézeti Tanszék munkatársainak, valamint hallgatóinak. Külön köszönet dr. Hegedűs Miklósnak, akinek segítségére mindig számíthattam. dr. Máté Borbálának, aki a tanszékre invitált és segített elindulni a munkában. Dr. Csordás Anitának, akivel a kezdetektől fogva együtt dolgoztunk, támogattuk és lelkesítettük egymást. Valamint dr. Somlai Jánosnak és dr. Tóth-Bodrogi Editnek a kutatásaim során nyújtott támogatást valamint segítséget. Ezenfelül hallgatótársaimnak, Bátor Gergőnek, Kardos Ricsinek, Dr. Jónás Jácintnak a közös munkát és a rengeteg közös élményt, nevetést.

Köszönöm a szolnoki DOFER Dohányfermentáló Zrt.-nek, hogy biztosították számomra minden évben a dohánypalántákat.

Köszönöm szaktársamnak, barátomnak Horváth Andornak, aki segítségemre volt a dohánynövények kihelyezésében, valamint a vörösiszap katasztrófa területének bemutatásában és a helyi lakosok kárának, tragédiájának ismertetésében.

Hálával tartozom dr. Kávási Norbertnek, a sok ötletért és biztatásért, aminek segítségével ez a dolgozat megszületett.

Köszönöm dr. Hirka Gábornak a Toxi-Coop Zrt. igazgatójának, egyben főnökömnek a támogatást.

Köszönöm Klein Mónika és Forintos Anita segítségét a dolgozat véglegesítésében.

Köszönöm anyukámnak valamint nővéremnek a támogatást és a lelkesítést, nélkülük nem jutottam volna el ideáig és ez a dolgozat sem készült volna el.

És végül, de nem utolsó sorban külön köszönet kisfiamnak Dobos Bendegúznak, hogy az erkélyen aludva hagyta, hogy anyukája elvégezze az utolsó simításokat a dolgozatán, és páromnak, Dobos Attilának, hogy mindig mellettem volt és támogatott.